



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 2023/080**

**Région du Québec**

### **Évaluation du contingent nord du maquereau bleu (*Scomber scombrus*) en 2022**

Elisabeth Van Beveren, Mélanie Boudreau, Laurence Lévesque, Caroline Lehoux,  
Mathieu Boudreau, Stéphane Plourde

Institut Maurice-Lamontagne  
Pêches et Océans Canada  
850, route de la Mer  
Mont-Joli, Québec G5H 3Z4

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-68673-8 N° cat. Fs70-5/2023-080F-PDF

### La présente publication doit être citée comme suit :

Van Beveren, E., Boudreau, M., Lévesque, L., Lehoux, C., Boudreau, M., et Plourde, S. 2023.  
Évaluation du contingent nord du maquereau bleu (*Scomber scombrus*) en 2022. Secr. can.  
des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/080. v + 52 p.

### Also available in English :

Van Beveren, E., Boudreau, M., Lévesque, L., Lehoux, C., Boudreau, M., and Plourde, S. 2023.  
Assessment of the Northern Contingent of Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus*) in 2022.  
DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/080. v + 48 p.

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION .....	1
STRUCTURE DE POPULATION .....	1
GESTION DES PÊCHES .....	1
CADRE D'ÉVALUATION.....	2
MÉTHODES.....	2
DÉBARQUEMENTS.....	3
ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL.....	4
DÉBARQUEMENTS SELON L'ÂGE .....	5
PRODUCTION TOTALE D'ŒUFS .....	7
MATURITÉ SELON L'ÂGE .....	8
POIDS SELON L'ÂGE (BIOLOGIQUE).....	8
FÉCONDITÉ SELON L'ÂGE .....	9
PROPORTION DE FEMELLES SELON L'ÂGE.....	9
MODÈLE D'ÉVALUATION DU STOCK .....	10
Cadre .....	10
Principaux cycles de sensibilité.....	11
Projections .....	12
Points de référence .....	13
Tmin .....	13
RENSEIGNEMENTS BIOLOGIQUES SUPPLÉMENTAIRES .....	14
RÉSULTATS.....	14
DÉBARQUEMENTS.....	14
DÉBARQUEMENTS SELON L'ÂGE .....	15
PRODUCTION TOTALE D'ŒUFS .....	16
MATURITÉ, POIDS ET FÉCONDITÉ SELON L'ÂGE.....	17
MODÈLE D'ÉVALUATION DES STOCKS.....	18
Validation et robustesse.....	18
Résultats .....	18
Projections .....	19
Tmin .....	21
L <sub>50</sub> .....	22
DISCUSSION.....	23
CONSIDÉRATIONS ÉCOSYSTÉMIQUES .....	23
Influences de l'écosystème sur le stock.....	23
Influences de la pêche sur l'écosystème .....	24
CAUSES PROBABLES DU DÉCLIN DU STOCK.....	24
QUALITÉ DE L'ANALYSE ET LACUNES DANS LES DONNÉES .....	24
CONCLUSIONS.....	25

---

REMERCIEMENTS .....	25
RÉFÉRENCES CITÉES .....	25
TABLEAUX SUPPLÉMENTAIRES .....	29
FIGURES SUPPLÉMENTAIRES .....	46

---

## RÉSUMÉ

Ce document présente les données et les méthodes utilisées pour évaluer l'état des stocks du contingent nord de maquereau bleu (*Scomber Scombrus*) de l'Atlantique Nord-Ouest. Les indicateurs de l'état des stocks présentés et examinés (du 20 au 22 février 2023) ont été évalués au moyen d'un modèle d'évaluation des stocks structurés selon l'âge que l'on a ajusté aux données sur les débarquements, aux débarquements selon l'âge et à un indice du relevé sur les œufs. La biomasse estimée du stock reproducteur (BSR) en 2022 était à 42 % du point de référence limite (PRL), qui est défini comme étant 40 % du BSR<sub>40%</sub>, ce qui place le stock dans la zone critique du cadre de l'approche de précaution. Le stock se trouve dans la zone critique ou près de celle-ci depuis 2011. Le recrutement moyen récent (de 2012 à 2022) a été faible comparativement à la période précédente (de 1969 à 2011) et la structure selon l'âge du stock est demeurée tronquée. Les projections à court terme ont indiqué que la probabilité que la BSR quitte la zone critique d'ici 2025 variait d'environ 37,5 % pour un total autorisé des captures (TAC) de 0 t et d'environ 16 % pour un TAC de 8 000 t, compte tenu de la poursuite de la pêche aux États-Unis et de la pêche récréative au Canada.

---

## INTRODUCTION

Le présent document de recherche fournit une description des données, des méthodes et des analyses justificatives qui ont contribué à l'évaluation du stock du contingent nord du maquereau bleu (*Scomber scombrus*) de l'Atlantique nord-ouest au cours de la période 1969-2022. Dans l'introduction, nous fournissons des informations générales sur la structure de la population, la gestion de la pêche et une justification du cadre d'évaluation. Pour de plus amples informations sur ce stock de poissons, voir le [profil de l'espèce en ligne](#) ainsi que l'étude de Van Beveren *et al.* (2023). L'évaluation de 2023 a été réalisée par Pêches et Océans Canada (MPO) à l'Institut Maurice-Lamontagne à Mont-Joli (Québec) du 20 au 22 février 2023.

## STRUCTURE DE POPULATION

Le maquereau est présent des deux côtés de l'Atlantique Nord. Les populations de chaque côté sont génétiquement distinctes et il n'y a aucune preuve de migration transatlantique (Rodríguez-Ezpeleta *et al.* 2016; Gislason *et al.* 2020; Bourret *et al.* 2023).

Dans la région de l'Atlantique Nord-Ouest, il y a deux contingents de reproducteurs : un contingent nord qui fraye principalement dans le sud du golfe du Saint-Laurent en juin et en juillet (Van Beveren *et al.* 2023) et un contingent sud qui fraye surtout dans l'ouest du golfe du Maine et au large du sud de la Nouvelle-Angleterre de mi-avril à juin (Studholme *et al.* 1999). Les deux contingents se mélangent en hiver dans des eaux plus profondes, y compris dans certaines parties du plateau continental américain, où ils sont assujettis à la flottille de pêche américaine. Des données récentes montrent qu'il existe une différenciation génétique faible, mais significative entre les contingents du nord et du sud (Bourret *et al.* 2023). Le niveau de mélange en hiver demeure incertain, mais on s'attend à ce qu'il soit important et variable d'une année à l'autre (Redding *et al.* 2020; Arai *et al.* 2021; Bourret *et al.* 2023).

## GESTION DES PÊCHES

En 2022, la Division de la gestion des pêches du MPO a fermé pour la première fois la pêche commerciale et la pêche à l'appât. Le maquereau était auparavant pêché à des fins commerciales et à l'appât dans les provinces de l'Atlantique et au Québec dans le cadre d'une pêche concurrentielle ouverte où l'on utilisait divers types d'engins (filets maillants, turluttes mécaniques, sennes coulissantes et « tuck », fascines et trappes), dont la prédominance varie selon la région et la saison. Le maquereau est également pêché dans le cadre d'une pêche récréative populaire qui est demeurée ouverte, mais pour laquelle on a fixé une limite de possession quotidienne de 20 poissons par personne depuis mai 2021. Bien que chaque secteur régional de gestion des pêches met en œuvre ses propres conditions de permis et dispose de son propre système de surveillance des prises (un mélange de journaux de bord, de bordereaux d'achat et de vérification à quai), le maquereau est géré à l'échelle nationale. Même si le contingent nord du maquereau est un stock transfrontalier qui est aussi exploité par la flotte de pêche américaine, il ne fait pas l'objet d'une gestion conjointe. Les États-Unis fixent un seuil de captures acceptables sur le plan biologique pour l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest, qui comprend les deux pays, puis soustraient, en raison des différences dans l'échéancier de gestion, une projection des prises canadiennes, le reste étant fixé comme le TAC américain.

La dernière évaluation du maquereau au Canada remonte à février 2021 (MPO 2021). On a estimé que le stock se situait sous son point de référence limite (PRL). Étant donné que le stock se trouve dans la zone critique ou près de celle-ci selon l'approche de précaution du MPO (MPO 2009), depuis 2011, un plan de rétablissement a été élaboré et publié en 2020. Les principaux objectifs du [plan de rétablissement](#) étaient de « réduire la probabilité d'une

---

diminution de la biomasse du stock reproducteur (BSR) du maquereau bleu d'une année à l'autre (c.-à-d. maintenir une trajectoire de croissance positive) » et de « rétablir la BSR du maquereau bleu au-dessus du PRL ». La dernière évaluation a révélé que ces objectifs n'avaient pas été atteints (Smith *et al.* 2022). Étant donné que les objectifs du plan de rétablissement ne sont pas atteints et que le maquereau bleu a été prescrit en vertu des dispositions relatives aux stocks de la *Loi sur les pêches révisée* avec de nouvelles exigences pour les plans de rétablissement, une mise à jour du plan pour le maquereau bleu est nécessaire. L'évaluation du stock de 2023 comprend donc des éléments qui visent à éclairer cette mise à jour, comme l'a demandé la Direction générale de la gestion des ressources halieutiques; une estimation du temps qu'il faudrait au stock pour se rétablir jusqu'à un objectif de rétablissement en l'absence de toute pêche et dans les conditions actuelles (*Tmin*); un résumé des connaissances disponibles concernant les considérations relatives à l'écosystème (y compris la façon dont elles sont prises en compte dans l'évaluation et dont elles peuvent influencer le rétablissement); et une description des causes probables du déclin du stock, y compris un examen de la possible dégradation ou perte de l'habitat et, s'il y a lieu, le rôle que cela a joué dans le déclin du stock.

## CADRE D'ÉVALUATION

Dans le passé, le contingent nord de maquereau bleu a été évalué sur la base de trois principales sources de données : les débarquements, les débarquements selon l'âge et un indice du relevé sur les œufs. Depuis l'évaluation du stock de 2017 (voir Doniol-Valcroze *et al.* 2019), on a utilisé un modèle personnalisé d'espaces d'états censuré des prises selon l'âge (MCPA; Van Beveren *et al.* 2017) pour intégrer les renseignements disponibles. Les modèles d'espaces d'états peuvent traiter à la fois la stochasticité biologique dans la dynamique de la population (appelée erreur de processus) et l'erreur d'observation, et on utilise ceux-ci pour évaluer un large éventail de stocks dans le monde entier (Aeberhard *et al.* 2018). On a construit un modèle personnalisé pour intégrer l'incertitude des prélèvements totaux (y compris les rejets, les débarquements non déclarés, les débarquements récréatifs et les débarquements américains). Plus précisément, le modèle dispose d'une option de probabilité censurée qui permet d'estimer les prélèvements entre une limite supérieure et une limite inférieure. (Van Beveren *et al.* 2017).

## MÉTHODES

Pour cette évaluation, l'ensemble des données d'entrée ont été révisées. Les détails méthodologiques, les tests de robustesse et les comparaisons avec les estimations précédentes sont présentés dans d'autres documents de recherche axés sur des données d'entrées précises : le relevé sur les œufs<sup>1</sup>, les débarquements selon l'âge et la maturité selon l'âge<sup>2</sup> et le poids biologique et la fécondité selon l'âge<sup>3</sup>. Des renseignements connexes sur la mortalité naturelle, basés sur des estimations de la consommation totale par une variété de

---

<sup>1</sup> Lehoux et al. Results of the mackerel (*Scomber scombrus* L.) egg surveys conducted in the southern Gulf of St. Lawrence from 1979 to 2022. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. En préparation.

<sup>2</sup> Van Beveren et al. Revision of catch- and maturity- at age used to assess the northern contingent of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. En préparation.

<sup>3</sup> Boudreau et al. Calculation of stock weight- and fecundity-at-age during the spawning season used to assess the northern contingent of Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. En préparation.

---

prédateurs, sont fournis dans Van Beveren *et al.*<sup>4</sup>. Les renseignements ci-dessous ne fournissent donc que les détails essentiels permettant de comprendre les approches utilisées.

Toutes les données ont été recueillies et estimées pour la période de 1968 à 2022. Le code permettant de générer les données d'entrée et d'exécuter le modèle d'évaluation est accessible [en ligne](#).

## DÉBARQUEMENTS

Les données sur les débarquements de maquereau dans les eaux canadiennes pour 1968-1984 proviennent de la base de données de l'OPANO ([STATLANT 21B](#)) et les données de 1995 à 2022 proviennent des fichiers ZIFF (Zonal Interchange File Format) les plus récents produits par les bureaux régionaux des statistiques du MPO. Les débarquements commerciaux totaux pour les deux années terminales (2021 et 2022) sont considérés comme préliminaires (tableaux S1 et S2). Les prélèvements associés à la collecte d'échantillons de 2022 au titre d'un permis de pêche délivré en vertu de l'article 52 (voir échantillonnage commercial) ne sont pas compris dans les fichiers ZIFF, mais ont été ajoutés aux débarquements totaux avant d'être utilisés dans le modèle d'évaluation.

En plus des débarquements enregistrés, il existe d'autres sources de prélèvements. Les données des pêches commerciales et récréatives aux États-Unis (1960-2022) ont été fournies par le Northeast Fisheries Science Center (Kiersten Curti, NOAA, comm. pers.). Les statistiques de capture américaines ont également été considérées comme préliminaires pour 2021 et 2022 (tableau S1).

Une quantité maximale de captures non comptabilisées dans les eaux canadiennes a été estimée par Van Beveren *et al.* (2017). Pour les années plus récentes, nous avons supposé que la quantité de captures non comptabilisées (pêche récréative, rejets, débarquements illégaux et non déclarés) représentait au maximum 140 % des débarquements enregistrés, ce qui correspond aux ratios maximum estimés depuis 2005. En raison de la fermeture de 2022, on a supposé que les seules captures non comptabilisées provenaient de la pêche récréative. Étant donné que les prises accessoires de maquereau sont faibles (voir plus loin), on considère que les rejets provenant d'autres pêches sont probablement mineurs. Des estimations précises de la biomasse capturée dans le cadre de la pêche récréative ne sont pas disponibles, mais il est probable qu'elles se situent entre 187 t et 680 t, sur la base d'une simple extrapolation des valeurs fournies par un sondage fédéral sur la pêche récréative (tableau S3; MPO 2015). La limite supérieure (680 t) correspond approximativement à la présence de 3 à 5 pêcheurs par jour (selon le poids moyen du poisson) qui pêchent leur quota quotidien (20 poissons par jour par personne) dans 300 endroits différents au Canada atlantique, sur une période de trois mois (juillet, août et septembre; lorsqu'on pratique habituellement la pêche récréative). La limite inférieure (187 t) correspond approximativement à la présence de 3 à 5 pêcheurs par jour qui pêchent leur quota quotidien (20 poissons par jour par personne) dans 100 endroits différents au Canada atlantique, sur une période de trois mois (juillet, août et septembre; lorsqu'on pratique habituellement la pêche récréative). Il convient de noter que l'objectif de ces estimations est de fournir une limite inférieure et supérieure raisonnables plutôt qu'une valeur précise, que l'on ne peut pas établir avec les renseignements disponibles.

---

<sup>4</sup> Van Beveren et al. Consumption of northern contingent Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) by various predators. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. En préparation.

---

## ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL

Pêches et Océans Canada compte sur un programme systématique d'échantillonnage au port conçu précisément pour estimer la composition des captures des débarquements commerciaux. Pour le maquereau, il s'agit aussi de la seule source de données disponibles pour déterminer les caractéristiques biologiques du stock.

Chaque année, on présente une demande pour un certain nombre d'échantillons par région, période et type d'engin (appelé strate), en fonction de l'importance prévue de cette strate en termes de débarquements totaux. Pour le maquereau, un échantillon se compose habituellement d'au moins 150 poissons sélectionnés aléatoirement et dont la longueur à la fourche est mesurée à 0,5 cm près. On envoie généralement un sous-échantillon stratifié selon la longueur (deux poissons par tranche de longueur) à l'Institut Maurice-Lamontagne (IML) à des fins de détermination de l'âge (normalisé au 1er janvier) et de caractéristiques biologiques supplémentaires (longueur à la fourche,  $\pm 1$  mm; poids,  $\pm 0,1$  g; poids des gonades,  $\pm 0,1$  g; sexe; stade de maturité). Les données biologiques (âge, maturité, etc.) du programme d'échantillonnage au port peuvent être complétées par des échantillons recueillis à d'autres fins (p. ex. des projets de recherche précis) et provenant d'autres sources (p. ex. des relevés de recherche ou de petits échantillons de prises accessoires recueillis de manière opportuniste). On a saisi les fréquences des longueurs et les données biologiques dans deux tableaux distincts de la base de données Oracle et on les a consultées à l'aide de [DFOdata](#) sur GitHub (version 0.1.1). Les données sur la fréquence des longueurs ne sont disponibles qu'à partir de 1976, tandis que la base de données biologiques contient des renseignements disponibles à partir de 1973. Nous n'avons pas été en mesure de récupérer des données plus anciennes.

En 2022, il a fallu recueillir les échantillons en dehors du programme d'échantillonnage au port en raison de la fermeture de la pêche. Un permis de pêche à des fins scientifiques (article 52 du *Règlement de pêche [dispositions générales]*) a été délivré à certains pêcheurs de chaque région du MPO. Les conditions de permis, établies par chaque région, stipulaient entre autres que les pêcheurs étaient autorisés à conserver 300 kg de maquereau pour leur usage personnel et ne pouvaient pêcher qu'avec certains types d'engins (p. ex. pas de pêche à la senne à Terre-Neuve). Les règles standard concernant la taille minimale des poissons à conserver s'appliquaient (26,8 cm). Les pêcheurs engagés ont été invités à recueillir un certain nombre d'échantillons. L'objectif initial était d'obtenir des échantillons similaires à ceux des années précédentes en termes de qualité, de quantité et de couverture en vue de faciliter les comparaisons interannuelles et d'assurer une continuité. Les limitations pratiques ont forcé le recours à une approche plus opportuniste (en fonction des types d'engins utilisés, du nombre d'échantillons recueillis par région et période et de la couverture spatio-temporelle globale). À l'exception de la région du Québec, où les échantillonneurs au port ont suivi le protocole d'échantillonnage habituel, les échantillons ont été recueillis par des pêcheurs ou un technicien d'une organisation de pêche. Il convient de noter que le nombre total d'échantillons dans la base de données et utilisés dans le cadre de l'évaluation (73 fréquences de longueur) n'est pas identique au nombre d'échantillons reçus, car certains ont par exemple été fusionnés à l'arrivée (en raison de la taille de l'échantillon ou d'une date ou d'un endroit identique). Certains échantillons de Terre-Neuve n'ont pas été sous-échantillonnés avant d'être envoyés à l'IML pour des analyses biologiques en raison de contraintes de temps, et un échantillon des Maritimes a été perdu durant le transport et ne comprend donc qu'une distribution des fréquences de longueur. Les échantillons provenant des permis expérimentaux ont été complétés par deux échantillons de prises accessoires du détroit de Belle Isle (4R), plusieurs échantillons de prises accessoires de la pêche du hareng dans et autour de la baie de Fundy, et des échantillons provenant de relevés scientifiques (utilisés pour les renseignements biologiques). Les détails des échantillons de 2022, tels qu'ils ont été utilisés dans le cadre de

---

l'évaluation, figurent dans le tableau S3. Des tableaux plus détaillés sont fournis dans Van Beveren *et al.*<sup>2</sup>.

## DÉBARQUEMENTS SELON L'ÂGE

On a mis à jour les débarquements selon l'âge de 1976 à 2022 (voir Van Beveren *et al.*<sup>2</sup> pour plus de détails et une comparaison avec les valeurs utilisées précédemment). En bref, on a décomposé les captures selon l'âge à l'aide des fréquences de longueur et des clés âge-longueur construites avec les bases de données d'échantillonnage au port au moyen du paquet catchR (voir Ouellette-Plante *et al.* 2022 pour plus de détails concernant l'algorithme). On a d'abord établi le total des débarquements à l'aide des strates (une combinaison de trimestre, de type d'engin et de région). Pour chaque strate, on a ensuite choisi les échantillons les plus représentatifs sur la base d'une approche hiérarchique. Si un minimum de deux échantillons correspondants (clé longueur-fréquence ou âge-longueur) n'était pas atteint, l'algorithme catchR devenait graduellement moins restrictif dans sa recherche d'échantillons. On a ensuite combiné les échantillons longueur-fréquence et âge-longueur attribués à une strate donnée pour obtenir une fréquence de longueur spécifique à la strate (proportions) et une clé âge-longueur correspondante (proportions). On a divisé les débarquements spécifiques à la strate en classes d'âge en les multipliant par les proportions selon la longueur et les proportions selon l'âge pour chaque longueur. Cette séparation, combinée aux renseignements spécifiques à l'année et au trimestre sur le poids moyen du poisson selon l'âge, obtenus grâce aux relations longueur-poids, permet d'estimer les débarquements totaux selon l'âge en nombre. Le poids selon l'âge pour la première période (1968-1975) a été extrapolé (figure S1).

Compte tenu du fait qu'il a été impossible de récupérer les données sur la fréquence des longueurs antérieures à 1976, la nouvelle série chronologique est nettement plus courte que celle utilisée précédemment (1968-année terminale). Dans le cadre de cette évaluation, nous avons considéré trois options :

- **Par défaut** : commencer l'évaluation en 1968 en utilisant les débarquements selon l'âge estimés à l'aide de deux méthodes distinctes (1968-1975 : ancienne série chronologique; 1976-2022 : nouvelle série chronologique). Il est raisonnable de combiner ces deux séries, car la mise à jour pour 1976-2022 ne diffère pas de manière importante de l'ancienne matrice de débarquements selon l'âge, malgré les changements dans la méthodologie et parfois dans les données.
- **Raccourcir** : raccourcir la série chronologique de l'évaluation de 1976-2022 afin de supprimer les estimations des débarquements selon l'âge antérieurs à 1976. Il convient de noter que la majorité des données biologiques (maturité, poids biologique et fécondité selon l'âge) ne commencent aussi qu'en 1973 et que les estimations pour les premières années (1968-1972) sont toujours des extrapolations. Le fait de raccourcir une série chronologique de l'évaluation est néanmoins souvent perçu comme indésirable, car cela peut entraîner une plus grande incertitude du processus.
- **Exclure** : Commencer l'évaluation en 1968 par souci de cohérence avec les évaluations précédentes, mais traiter les données sur les débarquements selon l'âge comme étant manquantes afin de déterminer les années entre 1968 et 1975, étant donné que le modèle actuel d'évaluation ne nécessite pas d'estimations des débarquements selon l'âge pour chaque année.

On a de nouveau déterminé la meilleure approche sur la base d'une évaluation du compromis entre l'augmentation de l'incertitude au moyen de la suppression de données et la tolérance d'un biais potentiel par l'inclusion de données ambiguës.

---

En raison de la fermeture de la pêche en 2022, il y a probablement eu un changement considérable dans la sélectivité de la pêche associée aux débarquements selon l'âge de cette année. L'estimation des débarquements selon l'âge est un produit des débarquements totaux enregistrés (qui pourraient présenter un véritable changement dans la sélectivité de la pêche) et des échantillons qui permettent de déterminer la structure selon l'âge de ces débarquements (qui déterminent les changements perçus dans la sélectivité de la pêche). La répartition des (petits) débarquements déclarés en 2022 selon les régions, les types d'engins et les périodes a considérablement changé comparativement aux années précédant la fermeture de la pêche, et s'est essentiellement limitée aux prises accessoires et aux prises associées à la collecte d'échantillons scientifiques. La répartition et la sélectivité des échantillons étaient également atypiques. Un nouveau programme d'échantillonnage a dû être mis en place, et on a supposé que les compositions observées selon la longueur et selon l'âge devaient donc être moins comparables à celles des années précédentes. Par exemple, on a obtenu un nombre relativement plus élevé d'échantillons à Terre-Neuve, mais aucun ne provenait de la pêche à la senne coulissante, habituellement importante. Pour la première fois, aucun échantillon n'a été recueilli au début de la saison de la pêche ou de fraie (mai et la majeure partie de juin). Étant donné que les pêcheurs sont allés pêcher dans le but précis de prélever un échantillon (et jusqu'à 300 kg de maquereau pour leur usage personnel), un changement de comportement peut aussi avoir influencé les résultats (p. ex. plus de pêche près des côtes, des sorties plus courtes à des moments où le pêcheur ne serait autrement pas sorti pêcher). La grande majorité des échantillons ont également été prélevés par les pêcheurs eux-mêmes plutôt que par les échantillonneurs au port, à l'exception des échantillons de la région du Québec.

Étant donné qu'il s'agit d'un enjeu d'un an, nous n'avons pas été en mesure d'utiliser des approches communes (p. ex. l'estimation explicite de la sélectivité changeante ou l'élaboration d'un indice distinct).

Dans le cadre de cette évaluation, nous avons envisagé les approches suivantes.

- **Par défaut** : estimer les débarquements selon l'âge comme d'habitude et les inclure dans le modèle. Cette approche peut entraîner un biais dans la composition selon l'âge et en particulier en ce qui concerne la force de recrutement dans les dernières années, étant donné que le changement considérable prévu dans la sélectivité de la pêche n'est pas pris en compte.
- **Modifier** : estimer des débarquements selon l'âge avec un biais (partiellement) corrigé et les inclure dans le modèle. Dans ce scénario, on a utilisé les débarquements moyens spécifiques à la strate de 2017 à 2021 pour déterminer les débarquements selon l'âge plutôt que les débarquements réels, et les débarquements selon l'âge qui en ont découlé ont été rééchelonnés aux débarquements totaux de 2022. Cette approche simule une situation semblable à celle qui aurait prévalu si la pêche était demeurée ouverte, mais elle ne permet pas de tenir compte des changements dans la collecte des échantillons. Une correction partielle peut être justifiée, car les prélèvements totaux ont été très faibles.
- **Exclure** : présenter les débarquements selon l'âge pour 2022, mais ne pas les inclure explicitement dans le modèle d'évaluation. Même si le modèle est en mesure de fonctionner sans données sur les débarquements selon l'âge pour une année (de même que potentiellement sans renseignements sur la production d'œufs totale, voir plus loin), cela devrait augmenter l'incertitude, notamment dans les estimations de la dernière année.

Il convient de noter que les débarquements selon l'âge dans l'évaluation sont toujours calculés pour la pêche commerciale et la pêche à l'appât, et que la composition selon l'âge des prélèvements non comptabilisés (pêche récréative, pêche aux É.-U., rejets commerciaux, etc.)

ne peut qu'être supposée identique. Pour la première fois, les prélèvements non comptabilisés ont grandement dépassé les prélèvements déclarés (proche de zéro).

## PRODUCTION TOTALE D'ŒUFS

Le relevé sur les œufs du maquereau, qui couvre le sud du golfe du Saint-Laurent en juin, constitue le principal indicateur de la tendance du stock. Le concept de base des relevés sur les œufs est que si nous connaissons le nombre d'œufs qui ont été pondus, on peut utiliser celui-ci pour déterminer l'abondance ou la biomasse du stock, car la production d'œufs et la taille du stock sont directement liées par la fécondité, la proportion de femelles dans le stock et leur proportion d'individus matures. Depuis l'évaluation de la stratégie de gestion (Van Beveren *et al.* 2020) et l'évaluation du stock de 2021 (Smith *et al.* 2022), le modèle d'évaluation est ajusté directement à un indice de production totale d'œufs (PTO), plutôt qu'à l'indice de la BSR dérivé. Tout comme les débarquements selon l'âge, l'indice PTO a été révisé pour la période complète (1979-2022<sup>1</sup>) aux fins de la présente évaluation.

Le relevé sur les œufs du maquereau consiste en une grille fixe de 66 stations, que l'on visite sur une période de 10 jours. À chaque station, on effectue un trait suivant un profil en dents de scie dans les 50 m supérieurs de la colonne d'eau au moyen de filets Bongo de 61 cm (maille de 333 µm) pendant environ 10 minutes (moins en cas de colmatage) tout en naviguant à une vitesse d'environ 2,5 nœuds. Pour chaque année ( $y$ ) et chaque station ( $i$ ), on a calculé le volume d'eau de mer filtrée ( $V$ , m<sup>3</sup>), la profondeur échantillonnée ( $D$ , m) et la température moyenne dans les 1 m supérieurs de la colonne d'eau ( $T10$ , °C). On a dénombré les œufs des stades 1 et 5 ( $N1$  et  $N5$ ) à partir d'un sous-échantillon ( $Fr$ , fraction) de chaque station.

On a calculé les densités quotidiennes d'œufs (DED, n/m<sup>2</sup>) comme suit :

$$DED_{yi} = \frac{((N1_{yi} + N5_{yi})/Fr_{yi})}{V_{yi}} * D_{yi}$$

On a ensuite corrigé ces valeurs pour tenir compte des variations de la durée d'incubation des œufs en fonction de la température, à l'aide l'équation de Lockwood et Nichols (1977), ce qui donne la production quotidienne d'œufs (DEP, n/m<sup>2</sup>/jour) :

$$DEP_{yi} = \frac{DED_{yi}}{e^{(-1,61 * \log(T10_{yi}) + 7,76)}} * 24$$

La DEP pour les stations manquantes a été prédite à l'aide d'un modèle spatial mixte (R-INLA, détails dans Lehoux *et al.*<sup>1</sup>). La DEP moyenne de toutes les stations a été mise à l'échelle de la production d'œufs totale (PTO, n) sur la base d'une estimation de la proportion d'œufs pondus au moment du relevé ( $S$ ) et de la zone de relevé totale ( $A$ , 6,945<sup>10</sup> m<sup>2</sup>) :

$$PTO_y = \frac{(\sum_{i=1}^{66} DEP_{yi} / 66) * A}{S_y}$$

La proportion d'œufs pondus à la date médiane de relevé  $S_y$ , par rapport à l'ensemble de la période de fraie, est calculée en fonction de la progression saisonnière des gonades femelles. Au fur et à mesure que les œufs sont libérés durant la saison de fraie, l'indice gonadosomatique (IGS, pourcentage du poids du poisson déterminé par les gonades) des maquereaux femelles (divisions 4T, 4V et 4W de l'OPANO) diminue. Cette diminution est modélisée par une fonction logistique  $f(GSI \text{ Asym } scal \ xmid) = \frac{Asym}{1 + \exp(\frac{xmid - x}{scal})}$ , où  $Asym$  est la valeur maximale de

la courbe,  $scal$  est la croissance logistique ou la pente de la courbe (déterminant la durée de la fraie) et  $xmid$  est le point médian de la sigmoïde (ou le jour de fraie maximum). Un modèle mixte (librairie dans R nlme) est utilisé avec l'année comme effet aléatoire. La pente d'une

---

courbe logistique pour une année et un jour donnés est égale à la proportion d'œufs pondus à ce moment-là.  $S_y$  est alors défini comme la proportion d'œufs pondus au jour médian du relevé. Pour certaines années (1991, 1999 et 2022), l'ajustement logistique a posé des problèmes et, par conséquent,  $S_y$  était incertain (voir Lehoux *et al.*<sup>1</sup> pour plus de détails). Pour 1991 et 1999, des preuves indépendantes basées sur la proportion de larves observées ont montré que  $S_y$  était effectivement biaisé et ces deux années ont été exclues. Pour 2022, aucune preuve de ce type n'a été détectée.

On utilise également les proportions quotidiennes d'œufs pondus pour estimer la durée et la saisonnalité de la ponte. Ce dernier renseignement est important, car il permet de valider les résultats; lorsque la date médiane du relevé se situe en dehors de la période où 70 % des œufs sont pondus, on suppose que la valeur de l'indice est moins précise (c'est le cas pour 2006, 2017 et 2019). Il est actuellement impossible d'intégrer les incertitudes (partiellement) estimées dans le modèle d'évaluation ou de réduire l'influence de certains points de données, car le modèle ne suppose qu'une seule erreur d'observation spécifique à l'indice.

Au cours de l'évaluation, nous avons présenté une option par défaut, mais nous avons également envisagé de supprimer progressivement les valeurs de l'indice PTO pour lesquelles l'incertitude était supposément relativement importante :

- **Par défaut** : Conserver le nombre maximal d'années pour lesquelles une estimation de l'indice PTO était accessible. Cela comprend toutes les années durant lesquelles le relevé a été réalisé, à l'exception de 1991 et 1999, pour lesquelles on a démontré que le biais était important. Dans les évaluations antérieures des stocks, seule l'année 1999 a été exclue pour la même raison.
- **Sans 2022** : Sur la base du scénario par défaut, exclure également 2022 en raison de l'incertitude dans l'estimation de  $S_y$  (sans indication de biais), due à l'absence d'échantillons au début de la période de fraie.
- **Sans les années pour lesquelles il y a une incertitude** : Sur la base du scénario « sans 2022 », exclure également 2006, 2017 et 2019 en raison de la période du relevé, relativement à la période de fraie.

## MATURITÉ SELON L'ÂGE

On utilise la maturité selon l'âge, ou la proportion de poissons matures à un âge donné, dans le modèle d'évaluation pour convertir la biomasse en BSR et pour établir un lien entre la production d'œufs observée et la production d'œufs prévue. L'ensemble de la série chronologique a été mise à jour (voir Van Beveren *et al.*<sup>2</sup>). En bref, on a utilisé les données de juin et juillet du programme systématique d'échantillonnage au port pour ajuster les modèles linéaires généraux (MLG) annuels qui prédisent la maturité en fonction de l'âge. On a ensuite utilisé des lisseurs de spline selon l'âge pour réduire le bruit dans les séries chronologiques prédites.

## POIDS SELON L'ÂGE (BIOLOGIQUE)

Le modèle d'évaluation des stocks nécessite trois matrices de poids selon l'âge comme entrées : le poids selon l'âge du stock au 1<sup>er</sup> janvier (pour estimer la BSR au 1<sup>er</sup> janvier, si cela est considéré comme intéressant), le poids selon l'âge du stock pendant la fraie (pour estimer la BSR en juin, ce qui est nécessaire dans la relation stock-recrutement et présenté par défaut) et le poids selon l'âge des poissons débarqués (pour convertir les nombres estimés de poissons débarqués en poids au débarquement). Les changements à ces dernières données peuvent refléter à la fois les fluctuations dans le stock et les changements dans la pêche (p. ex. plus tard

---

dans l'année, lorsque les poissons sont plus lourds). Dans les évaluations précédentes, le poids selon l'âge biologique n'a pas été calculé et le poids selon l'âge des poissons débarqués a été utilisé comme substitut. Pour cette évaluation, nous avons estimé le poids selon l'âge des poissons en juin et juillet (voir Boudreau *et al.*<sup>3</sup>; également utilisé comme le poids selon l'âge au 1<sup>er</sup> janvier) non seulement pour améliorer la modélisation de la dynamique du stock, mais aussi pour fournir un indice plus important sur le plan biologique. Sauf mention contraire, la BSR de juin est habituellement reportée.

Le poids selon l'âge durant la fraie a été déterminé comme le poids moyen selon l'âge des poissons de la base de données « bio », échantillonnés en juin et juillet dans le cadre de la pêche au filet maillant dans les divisions 4TVWX de l'OPANO. On a écarté les combinaisons âge-année comportant moins de 10 poissons. On a appliqué un modèle mixte qui suppose un processus autorégressif (AR1) de premier ordre pour l'âge, l'année et la cohorte pour réduire le bruit et combler les données manquantes.

## FÉCONDITÉ SELON L'ÂGE

La fécondité est le lien intrinsèque entre l'indice PTO et l'abondance des femelles reproductrices. Dans le passé, on a utilisé les valeurs annuelles moyennes de fécondité agrégées selon l'âge pour aider à transformer l'indice PTO en un indice de la BSR en dehors du modèle (Smith *et al.* 2020 et avant). Actuellement, nous travaillons avec une matrice de fécondité selon l'âge qui est utilisée par le modèle pour effectuer la conversion de l'abondance selon l'âge en PTO. Selon l'approche actuelle, la structure selon l'âge du stock estimée par le modèle devrait déterminer la fécondité globale du stock, et donc le PTO.

La matrice d'entrée du modèle de l'abondance selon la fécondité a été réexaminée et réestimée (voir Boudreau *et al.*<sup>3</sup>). Pelletier (1986) a déterminé la fécondité potentielle du maquereau bleu échantillonné dans les eaux canadiennes. Les estimations de la fécondité potentielle, contrairement aux estimations de la fécondité réalisée, comprennent les ovocytes qui pourraient ne pas frayer (voir atresie folliculaire) et excluent les ovocytes qui pourraient se développer tout au long de la période de fraie. Sur la base des données sur la fécondité de Pelletier, une régression linéaire robuste (bibliothèque en R robuste) entre la fécondité ( $fec$ ), l'âge (avec des poissons de plus de 9 ans comme groupe d'âge 10+), et l'ISG a été estimée ( $\log(fec) = 10,8 + 0,41 * \log(age) + 0,71 * \log(GSI)$ ). On a déterminé l'ISG moyen des femelles du stade 5 (c.-à-d. prêtes à frayer) pour chaque classe d'âge et chaque année (base de données « bio »). À l'aide de la régression linéaire robuste estimée, on a transformé cette matrice d'ISG selon l'âge en fécondité selon l'âge. Pour réduire la quantité de bruit et combler les lacunes, on a de nouveau appliqué le modèle mixte utilisé pour le poids selon l'âge, qui suppose un processus AR1 en trois dimensions.

## PROPORTION DE FEMELLES SELON L'ÂGE

On utilise la proportion de femelles dans la population selon l'âge et l'année pour transformer l'indice PTO par femelles reproductrices en abondance totale du stock reproducteur. Dans les évaluations précédentes, ces valeurs étaient calculées en fonction des données « bio » et fluctuaient sans surprise autour de 0,5 (95 % à l'intérieur de [0,48-0,54]; Smith *et al.* 2022). Pour cette évaluation, nous avons supposé que la valeur était toujours de 0,5 (habituellement dans l'intervalle de confiance des valeurs calculées) et que toute déviation était le résultat d'une erreur d'observation.

---

## MODÈLE D'ÉVALUATION DU STOCK

### Cadre

Le modèle ([CCAM](#); Van Beveren *et al.* 2017) a été élaboré avec la librairie Template Model Builder (TMB; Kristensen *et al.* 2016) dans R (R Core Team 2020) et se base en grande partie sur le modèle [SAM](#) (*stock assessment model* en anglais, Nielsen et Berg 2014; Berg et Nielsen 2016) ainsi que des éléments provenant du modèle d'évaluation de la morue franche (NCAM; Cadigan 2016). Les équations du modèle et les définitions des paramètres sont fournies dans les tableaux S5 et S6.

En bref, la mortalité instantanée par la pêche ( $F_{a,y}$ , où  $a$  = âge et  $y$  = année) est modélisée comme un processus séparable, c'est-à-dire un produit de la sélectivité de la pêche et de la mortalité par pêche annuelle. Le taux de mortalité naturelle instantanée ( $M_{a,y}$ ) est fourni comme matrice d'entrée au modèle. On utilise les équations de cohorte standard pour permettre à une cohorte d'évoluer au fil du temps en fonction du taux de mortalité totale ( $F_{a,y} + M_{a,y}$ ) et d'inclure l'erreur de processus. Une relation stock-recrutement de Beverton-Holt est appliquée, bien qu'une option de marche aléatoire soit intégrée. Trois équations d'observation établissent un lien entre l'état du stock et les indices; une pour l'indice PTO, une pour les proportions des débarquements selon l'âge et une pour les débarquements totaux.

On a utilisé les paramètres suivants :

- Classes d'âge 1 à 10 avec un groupe plus.
- Sélectivité de la pêche avec plateau à partir de l'âge 5, invariable dans le temps.
- Indice PTO relatif (estimation de la capturabilité du relevé)
- Erreurs de processus dépendantes de la classe d'âge ( $\sigma_{N1}^2$  pour  $a = 1$  ou recrutement,  $\sigma_{N2+}^2$  pour  $a = 2-10$ )
- Erreurs de processus dépendantes de la classe d'âge pour les proportions de débarquements selon l'âge ( $\sigma_{cp-A}^2$  pour  $a=1$ ,  $\sigma_{cp-B}^2$  pour  $a=2, 8$  et  $9$ ,  $\sigma_{cp-C}^2$  pour  $2 < a < 8$ ; il convient de noter qu'il n'y a pas de  $a=10$  en raison de la transformation logit du rapport de continuité)
- Le recrutement suit une relation stock-recrutement du modèle Beverton-Holt à 2 paramètres.
- La mortalité par pêche annuelle ( $F_{bar}$ ) est normalement présentée comme la moyenne des classes d'âge entièrement sélectionnées (5 à 10), ce qui correspond également à la valeur de  $F_y$
- Le moment relatif du relevé/de la fraie ( $ts$ ) est fixé à 0,47 (21 juin)
- $M = 0,3$  (constant dans le temps et l'âge). On a augmenté légèrement la mortalité naturelle par rapport au taux utilisé dans l'évaluation précédente (0,27) afin d'assurer une meilleure correspondance avec les estimations de la consommation de maquereaux par divers prédateurs (Van Beveren *et al.*<sup>4</sup>), et parce qu'un stock plus productif entraîne un meilleur ajustement du modèle (meilleurs résidus, CIA inférieur; figure S2).

---

On a utilisé les données d'entrée suivantes :

- Données indicateurs (avec erreur d'observation)
  - Débarquements (tableau S7) : le modèle est dit « censuré », car il utilise une approche dans laquelle on suppose que les prélèvements réels se situent entre une limite inférieure et une limite supérieure, la limite inférieure étant basée sur les débarquements enregistrés au Canada et une quantité minimale de débarquements aux États-Unis (limite inférieure = débarquements enregistrés \* 110 % + 20 % \* débarquements aux États-Unis) et la limite supérieure est basée sur un plafond estimé pour les débarquements au Canada (Van Beveren *et al.* 2017; section « débarquements ») et une quantité maximale de débarquements aux États-Unis (limite supérieure = limite supérieure estimée + 80 % \* débarquements aux États-Unis). Il convient de noter que, dans la première évaluation, nous avons supposé que la proportion de poissons du contingent nord dans les débarquements aux États-Unis était comprise entre 20 et 80 %, au lieu des 25 à 50 % supposés dans les évaluations précédentes, conformément aux connaissances les plus récentes sur le mélange des stocks (Arai *et al.* 2023).
  - Débarquements selon l'âge (tableau S8)
  - PTO (tableau S9)
- Données pour transformer les quantités (pas d'erreur d'observation)
  - Poids selon l'âge du stock en date du 1<sup>er</sup> juillet (tableau S10) : estimé, alors que dans les évaluations précédentes, on a utilisé le poids des selon l'âge des prises. On a également utilisé cette matrice pour les poids du stock au 1<sup>er</sup> janvier.
  - Poids selon l'âge des prises (tableau S11)
  - Maturité selon l'âge (tableau S12)
  - Fécondité selon l'âge (tableau S13)
  - Proportion de femelles selon l'âge : constante de 0,5, tandis que dans les évaluations précédentes, des valeurs selon l'âge annuelles étaient estimées.

## Principaux cycles de sensibilité

- 1) *Débarquements selon l'âge pour 1968-1975 : utiliser l'approche par défaut, raccourcir la série chronologique ou exclure une partie des données du modèle*

Le modèle n'a pas convergé lorsqu'on l'a démarré en 1968 et que les débarquements selon l'âge n'étaient manquants que pour la première année. Nous n'avons donc considéré que l'approche par défaut (continuer comme d'habitude) et un raccourcissement de la série chronologique du modèle (commencer après 1968). Le fait d'omettre l'année 1968 dans l'évaluation, qui comporte une estimation incertaine de la proportion de poissons d'âge 1 dans les débarquements, a permis d'éviter l'estimation d'un faux pic dans le recrutement au cours de la première année et la surestimation de la variance du recrutement (voir les résultats des évaluations précédentes). Étant donné que l'année 1968 avait déjà été exclue de toutes les analyses dérivées (projection du recrutement et estimations des points de référence), nous avons exclu complètement cette année (dans les tableaux S7 à S13, les estimations pour 1968 sont quand même présentées). Toutes les exécutions subséquentes du modèle ont donc commencé en 1969. Un démarrage plus tardif du modèle, justifié par la perte de données brutes sous-jacentes aux matrices d'entrée jusqu'en 1973, n'a pas entraîné de changements visibles dans les résultats du modèle (incertitude estimée des paramètres, BSR ou  $F$ ). L'année de départ du modèle n'a donc pas été repoussée dans le futur par souci de cohérence avec les évaluations précédentes. Il convient de noter que nous avons donc utilisé des estimations historiques de la BSR pour la période de 1969 à 1975 et des interpolations à court terme des données biologiques pour la période de 1969 à 1972.

---

2) *Débarquements selon l'âge pour 1968-1975 : utiliser l'approche par défaut, utiliser une estimation modifiée des débarquements selon l'âge ou exclure 2022 pour l'ajustement du modèle*

Lorsqu'on a exclu les débarquements selon l'âge pour 2022, le modèle s'est fortement appuyé sur les données de 2021 pour estimer l'abondance selon l'âge de 2022. Les prises de poissons d'âge 1 en 2021 étaient faibles (voir la figure 2), et cette approche a abouti à l'estimation d'une faible abondance des poissons d'âge 2 en 2022. Cela contredit nettement les observations de 2022; un nombre considérable d'échantillons étaient globalement dominés par les poissons d'âge 2, une tendance qui était constante dans toutes les régions et périodes. Le fait d'exclure les débarquements selon l'âge de 2022 de l'évaluation pourrait donc accroître l'erreur d'estimation, malgré l'incertitude dans l'échantillonnage. En outre, le fait d'exclure les débarquements selon l'âge de 2022 a entraîné une expansion considérable et probablement excessive de l'intervalle de confiance de 2022 concernant  $F$  et le recrutement. Nous avons donc considéré que la meilleure prédiction du modèle était obtenue en conservant les débarquements selon l'âge de 2022. La version modifiée des débarquements selon l'âge a été jugée la plus réaliste, car elle accordait moins d'importance au grand nombre de jeunes poissons (âgés de 1 an) capturés dans la région des Maritimes, ce qui entraînait une surestimation probable du recrutement en 2022. Lorsqu'on a inclus dans le modèle les estimations modifiées des débarquements selon l'âge pour 2022, aucun résidu notable n'y a été associé (figure S3). L'approche modifiée des débarquements selon l'âge est celle qui diffère le moins des deux autres options (exclusion des débarquements selon l'âge ou recours à l'approche par défaut).

3) *Années pour lesquelles les valeurs de l'indice de ponte ont été incluses ou exclues*

Les estimations pour 2006, 2017, 2019 et 2022 ont été retenues pour générer l'ajustement final du modèle, car malgré la présence de plus grandes incertitudes, il n'y avait pas de preuve de biais. Plus précisément, la proportion estimée d'œufs pondus au moment du relevé correspondait au pourcentage de larves observées, et il n'y avait aucun signal d'alarme dans les données, l'ajustement du modèle logistique ou les prédictions. Bien que les résidus du modèle associés à ces années aient été supérieurs à la moyenne, ils n'étaient pas particulièrement différents de ceux de plusieurs autres années.

## **Projections**

On a réalisé des projections à court terme (3 ans) pour une fourchette de différents TAC afin qu'elles servent de base pour les saisons de pêche 2023-2024. Les détails et les équations des projections sont fournis dans les renseignements supplémentaires de Van Beveren *et al.* (2020).

Ces projections comprennent des prévisions stochastiques des prises non comptabilisées du Canada et des États-Unis séparément (erreur de mise en œuvre). On a ajouté le TAC à ces prises estimées pour calculer les prélèvements totaux et la biomasse du stock correspondante de l'année suivante. En raison de la fermeture de la pêche, on a supposé que les prises non comptabilisées du Canada se limitaient à la pêche récréative, le volume des prélèvements non comptabilisés provenant d'autres sources (prises accessoires, permis délivrés aux termes de l'article 52, rejets) étant considéré comme négligeable (voir les résultats pour les « débarquements »). En raison de la mise en place d'une limite de prises et de l'absence d'indication que la pêche récréative diminuera dans un avenir proche, nous avons établi des valeurs indépendantes pour chaque année d'une répartition normale ( $N(433,5 \ 123,25)$ ), générant des résultats compris principalement entre 187 et 680 t; voir tableau S3), ce qui était cohérent avec la limite supérieure des prises de 2022 établie dans le modèle d'évaluation. Il est

---

important de mentionner que nous avons supposé que si la pêche est rouverte (projections avec un TAC > 0 t), il n'y aura pas d'erreur supplémentaire de mise en œuvre, car tous les débarquements d'appâts, commerciaux et de prises accessoires seront déclarés et dénombrés dans le cadre du TAC (sans mortalités supplémentaires dues aux rejets ou autres facteurs). On a également fourni un scénario de référence, dans lequel les prélèvements totaux au Canada ont été fixés à 0 t (fermeture de la pêche avec strictement aucun prélèvement non comptabilisé). Un tel scénario est informatif, mais irréaliste, car il faut toujours s'attendre à un minimum de prélèvements (prises accessoires, permis délivrés aux termes de l'article 52 et activités de pêche illégale).

On a supposé que les prélèvements futurs aux États-Unis correspondraient à leurs débarquements de 2022 (3 302 t) et leur TAC de 2023 (3 269 t) ( $UScatch_{2023-2025} \sim pert(500\ 3302\ 3639)$ ). Les États-Unis n'ont pas encore déterminé de TAC pour 2024 et 2025. On a supposé qu'entre 20 et 80 % des débarquements aux États-Unis provenaient du contingent nord ( $unif(0,2\ 0,8)$ ). Encore une fois, on n'a inclus aucune autocorrélation temporelle, car l'erreur de mise en œuvre était relativement faible et, par conséquent, les variations du nombre absolu d'une année à l'autre pourraient être élevées.

Il est possible de prévoir le recrutement à l'aide de diverses méthodes qui génèrent des différences importantes (e.g., Van Beveren *et al.* 2021). On a utilisé et présenté deux méthodes différentes; dans le cadre du premier scénario, on a projeté le recrutement en utilisant la relation stock-recrue de Beverton-Holt estimée (autocorrélation estimée pour l'ensemble de la série chronologique), et dans le cadre du deuxième scénario, on a utilisé le recrutement moyen depuis 2011 (autocorrélation établie à 0,9). Nous avons calculé la moyenne des résultats obtenus au moyen de chaque approche et fourni la fourchette entre parenthèses.

## Points de référence

On a défini l'état du stock en termes de BSR par rapport au PRL officiel et au point de référence supérieur (PRS) du stock, qui ont été fixés respectivement à 40 % et 80 % de la BSRref, conformément à l'approche par défaut décrite dans la politique de l'approche de précaution du Canada (MPO 2009). Le point de référence de la biomasse (BSRref) pour le maquereau a été défini précédemment comme la BSR correspondant à F40 %, une approximation de  $F_{RMD}$ . F40 % est le taux de mortalité par la pêche qui réduit la biomasse reproductrice par recrue (BRPR) à 40 % de ses niveaux non pêchés (Goodyear 1977; Shepherd 1982). La BSRref a été calculée sur la base de la moyenne biologique du poids selon l'âge et de maturité selon l'âge des 15 dernières années, et du recrutement de la série chronologique au complet.

## Tmin

On a estimé le temps minimum nécessaire au rétablissement en projetant le stock 10 ans dans l'avenir, en utilisant soit  $F=0$ , soit  $TAC = 0$  t. Dans ce dernier scénario, une petite erreur de mise en œuvre a été ajoutée pour les prises aux États-Unis, identique à celle utilisée pour les projections à court terme (c'est-à-dire des débarquements futurs aux États-Unis compris entre 500 t et 3 639 t, la probabilité la plus élevée étant fixée à 3 302 t). Les prévisions à moyen et long terme peuvent être très sensibles à une série d'hypothèses sur les modèles ou les données, certaines d'entre elles étant plus influentes que d'autres. Nous avons réalisé des prévisions pour  $Tmin$  en utilisant cinq modèles opérationnels différents (tableau 1), qui reflètent les principales incertitudes du cadre déjà soulignées dans le cadre de l'évaluation de la stratégie de gestion (Van Beveren *et al.* 2020). Chaque modèle différait sur un point du modèle de base, qui était défini comme le modèle d'évaluation avec le recrutement projeté à l'aide de la relation de recrutement de Beverton-Holt.

Tableau 1. Détails des modèles opérationnels utilisés pour déterminer  $T_{min}$ .

Nom du modèle opérationnel	Détails
OM.BASE	Modèle d'évaluation (projections de recrutement de Beverton-Holt)
OM.RECMEAN	projections utilisant le recrutement moyen (2011-2022)
OM.M0.25	$M = 0,25$
OM.US25-50	de 25 à 50 % de débarquements aux É.-U.
OM.US50-75	de 50 à 75 % de débarquements aux É.-U.

## RENSEIGNEMENTS BIOLOGIQUES SUPPLÉMENTAIRES

La longueur à 50 % de maturité ( $L_{50}$ ) n'est pas utilisée dans le modèle d'évaluation, mais est présentée comme un indicateur biologique qui peut refléter les changements de maturation induits par la pêche (Lappalainen *et al.* 2016) les changements dans les conditions environnementales et les mécanismes dépendant de la densité (Cardinale et Modin 1999; Meyer *et al.* 2003). Il est important de mentionner qu'on peut également utiliser ces renseignements pour aider à établir les tailles légales minimales. En raison de son utilisation comme indicateur biologique, on a calculé la  $L_{50}$  par cohorte plutôt que sur une base annuelle, ce qui revêt une plus grande importance biologique, car cette valeur reflète mieux le cycle de vie du maquereau. On a ajusté une ogive de maturité par cohorte (1973-2019) pour estimer la  $L_{50}$ , en utilisant un modèle linéaire généralisé (MLG) avec une distribution binomiale et une fonction de lien logit et avec la classe de maturité comme variable de réponse binaire (immature = stades 1 et 2, mature = stades 3 à 8, suivant la clé de détermination des stades de Maguire 1981) et la longueur comme variable explicative. Les données étaient insuffisantes pour utiliser de manière cohérente des variables explicatives supplémentaires pour toutes les cohortes (p. ex. le mois, l'engin et la région). Nous avons plutôt regroupé les données d'échantillonnage au port pour la période de mai à juillet, qui correspond au début de la saison de pêche. Les modèles ajustés ont été autoamorçés selon la méthode « bootstrap » sur 999 itérations à l'aide de la librairie « car » en R pour produire des intervalles de confiance de 95 %. Les cohortes avec moins de 10 individus immatures, un mauvais ajustement du modèle (p. ex. 1990) ou un nombre insuffisant de classes d'âge (c.-à-d. les cohortes les plus récentes) ont été exclues.

## RÉSULTATS

### DÉBARQUEMENTS

Les débarquements commerciaux de maquereau et utilisés comme appâts enregistrés dans les eaux canadiennes variaient entre 55 kt et 4,3 kt avant la fermeture de pêches en 2022 (de 1968 à 2021; Figure 1). Au début de la série, la plupart des débarquements ont été enregistrés à partir du plateau néo-écossais (division 4VWX5YZ de l'OPANO), mais à la fin des années 1990, le sud du golfe (division 4T) est devenu la région dominante pour la pêche du maquereau. Les débarquements annuels ont augmenté considérablement de 2000 à 2010 et ont atteint des sommets d'environ 53 à 55 kt entre 2004 et 2007. Cette période de débarquements plus importants s'explique par une intensification marquée de l'effort de pêche des petits et grands senneurs au large des côtes de Terre-Neuve (divisions 3KL et 4R), et a coïncidé avec l'arrivée de la grande classe d'âge de 1999. Elle a été suivie d'une forte baisse des débarquements, qui a atteint un creux de 4 272 t en 2015. Le TAC a été atteint pour la première fois l'année suivante (TAC de 8 000 t en 2016) et depuis, il a limité le total des débarquements, à l'exception de 2017. Au moment de cette évaluation, les débarquements de maquereau canadiens enregistrés de 2021 et de 2022 étaient de 4 505 t (TAC de 4 000 t) et de 56 t (fermeture de pêches, tonnage excluant les débarquements effectués en vertu des permis délivrés aux termes de l'article 52 de la *Loi sur les pêches*), respectivement. En 2021, les trois pêches dominantes,

par ordre d'importance, étaient la flottille au filet maillant du golfe, la flottille à engins fixes des Maritimes et les senneurs de Terre-Neuve. En 2022, 38 t sur 55 t ont été capturées au cours de seulement deux sorties de pêche. Le format des données ZIFF ne comprend pas de renseignements sur les permis de pêche utilisés pour débarquer le maquereau, et l'espèce cible n'est souvent pas indiquée ou est imprécise. La direction régionale a confirmé qu'aucun débarquement n'a été effectué en vertu d'un permis de pêche du maquereau et que les renseignements reflètent le maquereau capturé comme prise accessoire dans les pêches du hareng, de la plie et du merlu argenté, par exemple, et pour lesquelles il existe une tolérance de 10 % en ce qui concerne les prises accessoires. Les maquereaux capturés et utilisés comme appâts dans la pêche au thon de 2022 n'ont pas encore été inclus.

En plus des 55 t débarquées commercialement, 19 t ont été débarquées en vertu des permis délivrés aux termes de l'article 52 (nombres maximums préliminaires utilisés pour certains échantillons).

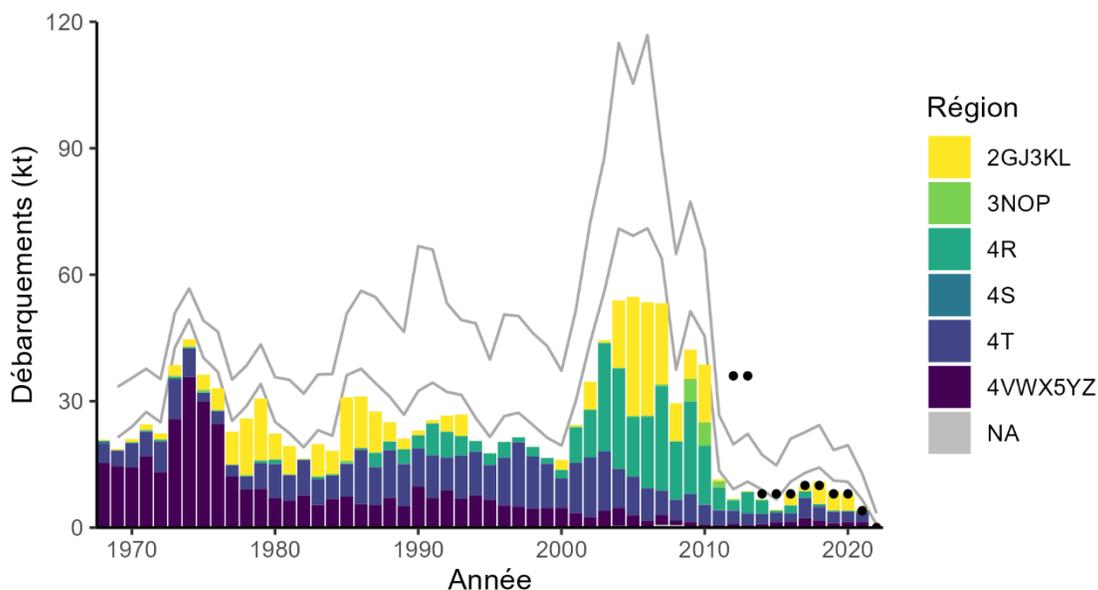


Figure 1. Débarquements de maquereau (1968-2022) des eaux canadiennes (en kt). Les barres montrent les débarquements enregistrés par les divisions de l'OPANO. Les points représentent le total autorisé des captures (les TAC antérieurs ne sont pas inclus parce qu'ils ont été établis pour l'ensemble du stock de maquereau de l'Atlantique Ouest). Les lignes grises représentent les limites supérieures et inférieures à l'intérieur desquelles les prélèvements totaux sont estimés dans le modèle d'évaluation du stock.

## DÉBARQUEMENTS SELON L'ÂGE

Les fortes classes d'âge (p. ex. 1968, 1973, 1974, 1982 et 1999) apparaissent dans les données annuelles sur les débarquements selon l'âge (figure 2), qui permettent de suivre aisément leur progression d'une année à l'autre. Les maquereaux âgés de 10 ans et plus étaient plus fréquents avant la fin des années 1990. Depuis, la structure selon l'âge des prises est de plus en plus tronquée. Au début des années 2010, les poissons âgés de plus de six ans étaient rares dans les prises. La dernière cohorte notable dont on a pu faire le suivi dans les prises a été produite en 2015. En 2021, les débarquements étaient principalement composés de poissons des classes d'âge 2, 3 et 4 (80 % des débarquements selon les estimations).

En raison de la fermeture de la pêche en 2022, la composition selon l'âge des débarquements estimée par défaut pour cette année (prises accessoires et permis de pêche expérimentale) résulte d'un changement considérable dans la sélectivité de la pêche, ce qui vient entraver la

comparaison avec les années précédentes. Nous présentons ci-dessous une estimation partiellement corrigée des débarquements selon l'âge (voir Van Beveren *et al.*<sup>2</sup>), qui suppose que de faibles débarquements (75 t) ont été effectués et structuré de façon similaire aux années précédentes. Par exemple, on a supposé que les débarquements et donc les échantillons du sud du golfe et de Terre-Neuve recueillis plus tard dans l'année étaient plus importants que dans la réalité, afin d'éviter des changements importants dans la sélectivité de la pêche. Bien que cette approche tienne compte du changement de programme d'échantillonnage, s'attendant à certains changements dans la sélectivité, il y avait un signal fort selon lequel la classe d'âge 2 dominait ou aurait dominé les débarquements en 2022. Cette dominance était relativement constante parmi les 73 échantillons recueillis en 2022, et il a été prouvé que les principaux modèles s'avèrent relativement robustes face aux changements dans les débarquements ou la collecte d'échantillons (voir Van Beveren *et al.*<sup>2</sup>). Rien ne prouvait que les poissons âgés de 5 ans et plus représentaient ou auraient représenté une part importante des débarquements.

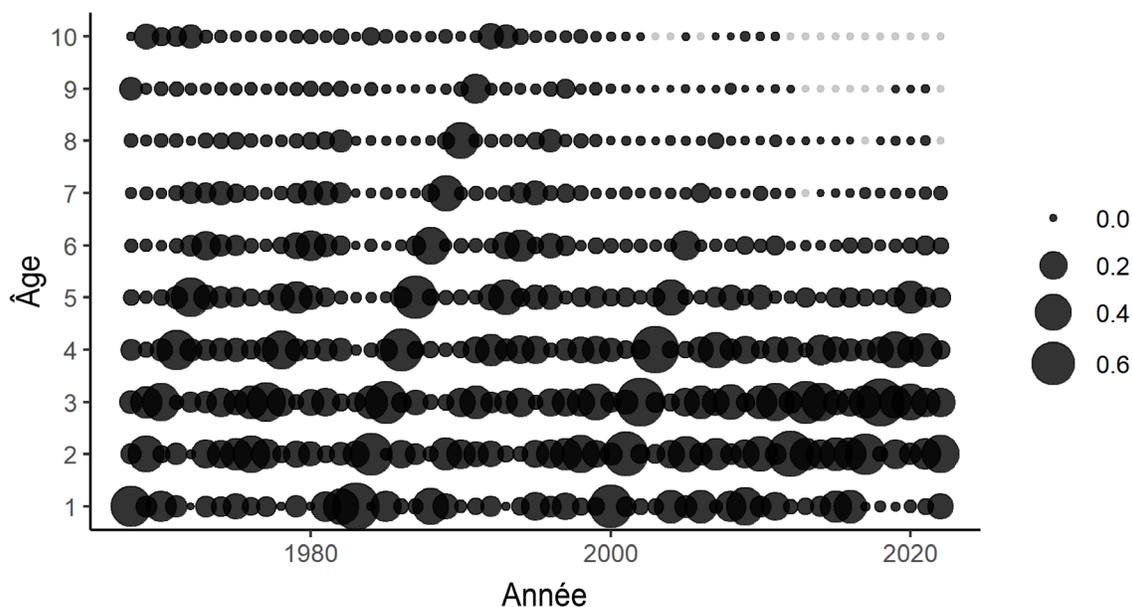


Figure 2. Graphique à bulles des données sur les prises à l'âge de maquereau (d'un à dix ans et plus) de 1968 à 2022 (proportions annuelles). Les bulles grises représentent les zéros. La série chronologique est une combinaison d'estimations historiques (1968-1975) et de nouvelles estimations (1976-2022). Il convient de noter que l'année 2022 se distingue des années précédentes et qu'elle repose sur une distribution théorique des débarquements.

## PRODUCTION TOTALE D'ŒUFS

La série historique de la production totale d'œufs (Figure 3) montre qu'en dépit d'une grande variabilité entre certaines années, le nombre total d'œufs produits a diminué pour atteindre des niveaux historiquement bas au cours de la dernière décennie. Avant 1995, la production d'œufs était d'environ 500 milliards d'œufs, la production totale d'œufs a ensuite chuté de près d'un ordre de grandeur au cours de la période de 1994 à 1999. Entre 2002 et 2004, cet indice était de nouveau à des niveaux plus élevés (moyenne de 260 milliards d'œufs), ce qui correspond à la forte cohorte de 1999 (voir débarquements à l'âge). Depuis 2006, il est demeuré faible (< 100 milliards d'œufs). La valeur estimée pour 2021 (16 milliards d'œufs) est la deuxième valeur la plus faible de la série (11 milliards d'œufs en 2012). Bien que l'indice de 2022 ait été plus élevé (37 milliards d'œufs), il est parmi les valeurs les plus faibles observées.

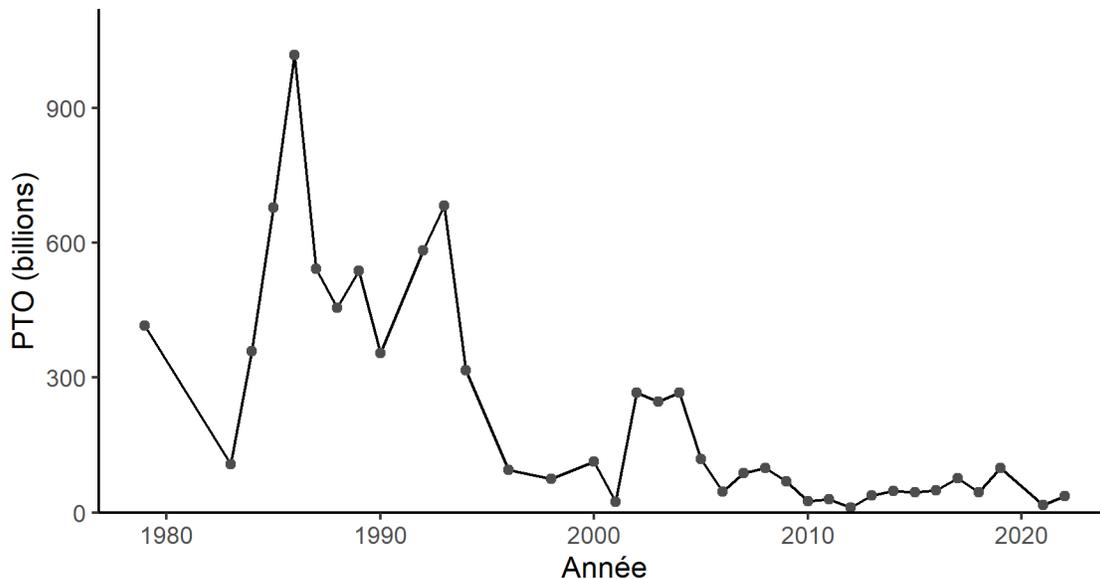


Figure 3. La production totale annuelle d'œufs (PTO) a été estimée en fonction des observations sur la densité des œufs faites au cours du relevé du printemps sur les œufs de maquereau dans le sud du golfe du Saint-Laurent (les années 1991 et 1999 ont été supprimées en raison d'un biais).

### MATURITÉ, POIDS ET FÉCONDITÉ SELON L'ÂGE

Presque tous les maquereaux (>95 %) sont matures à l'âge 3 (figure 4). La proportion de maquereaux matures à l'âge 2 a été estimée à environ 0,77 (fourchette : 0,56-0,90). Seul un poisson d'âge 1 sur quatre atteint la maturité chaque année (0,02-0,48). La variabilité interannuelle de la proportion de poissons matures d'âge 1 et 2 ne peut être estimée avec précision et dépend du niveau de lissage utilisé.

Le poids selon l'âge du maquereau était plus faible au début de la série chronologique (1968-1974; figure 4). La croissance la plus importante a été observée dans les cohortes qui ont frayé en et autour de 1980. Le poids moyen des poissons de toute classe d'âge donnée est demeuré relativement stable depuis. En moyenne, un maquereau d'âge 1 pèse environ 140 g, alors qu'il atteint 750 g à l'âge 10+. Le poids selon l'âge des poissons dans les débarquements suit une tendance similaire (figure S1; non lissée pour garantir le produit des poids des poissons et leurs nombres débarqués totalisent les débarquements déclarés).

La fécondité selon l'âge a légèrement augmenté depuis 2000 environ (figure 4). La fécondité du maquereau en 2022 a été estimée à 106 % des valeurs de 1968. Une augmentation de la fécondité indique que pour la même PTO observée, moins de poissons devraient être présents dans l'eau. Ce changement s'explique par l'augmentation observée de l'IGS, qui n'est pas liée aux facteurs d'échantillonnage comme la date de collecte. Les valeurs présentées sont lissées, et il convient de noter que le niveau précis de la variabilité interannuelle est de nouveau inconnu.

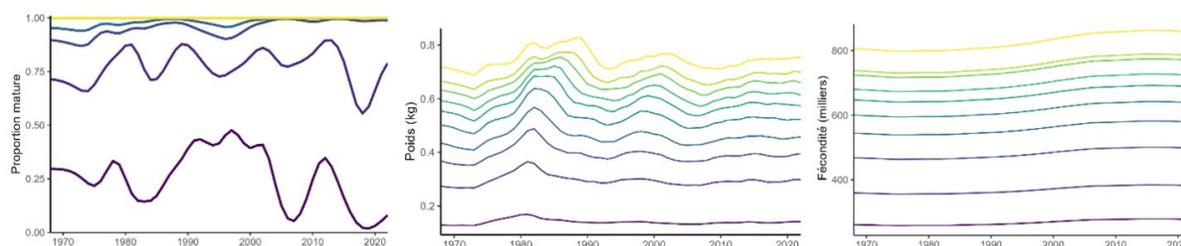


Figure 4. Maturité (panneau de gauche), poids (panneau du centre) et fécondité selon l'âge (panneau de droite) de 1968 à 2022. Les classes d'âge sont indiquées par des couleurs différentes (âge 1 = violet, âge 10+ = jaune).

## MODÈLE D'ÉVALUATION DES STOCKS

### Validation et robustesse

Les graphiques et les tendances rétrospectives des variantes résiduelles sont présentés respectivement aux figures S3 et S4-S5. Aucune tendance rétrospective ou résiduelle importante n'a été observée. L'indice PTO comportait quatre valeurs aberrantes, ce qui indique que la PTO a été sous-estimée en 2001, 2006, 2010 et 2012. Dans certaines évaluations antérieures, ou dans des exécutions de modèles ayant un  $M$  plus faible, on a observé une diminution linéaire dans le temps des résidus de la production d'œufs totale (p. ex. la figure S3 dans Smith *et al.* 2022). On a largement éliminé cette tendance en augmentant  $M$  à 0,3, car selon l'hypothèse d'un stock plus productif, les changements relativement rapides de la PTO peuvent être plus facilement suivis. Les tests de sensibilité ont démontré que les résultats du modèle étaient également robustes comparativement à diverses hypothèses (débarquements selon l'âge, PTO, lissage des matrices d'intrants biologiques, etc.). Les paramètres estimés du modèle sont présentés dans le tableau S14 et les estimations dérivées dans le tableau S15. Les nombres selon l'âge annuels estimés dans le stock sont présentés au tableau S16 et les mortalités par pêche annuelles propres à l'âge au tableau S17.

### Résultats

La BSR estimée a diminué sous le PRL (42 450 t) en 2011 (figure 5 A, tableau S15, BSRref = 106 124 t). Avec l'arrivée de la cohorte de 2015, le rapport entre la BSR et le PRL a augmenté pour atteindre environ 1 en 2017 et 2018 (0,99 et 1,05, respectivement), mais a ensuite diminué à des niveaux plus bas dans la zone critique. La BSR s'établissait à 40 % et 42 % du PRL en 2021 et en 2022, respectivement. Le dernier événement de recrutement notable a eu lieu en 2015, mais cette cohorte ne représentait qu'une proportion mineure (3 % ou moins) du stock en 2021 et 2022. Rien n'indique un recrutement important depuis 2015 (figure 5B-C).

Les taux de mortalité par la pêche (y compris l'incertitude sur les prises) ont diminué en dessous du niveau de référence ( $F_{40} \% = 0,68$ ) en 2022 en raison de la fermeture de la pêche et des faibles débarquements aux États-Unis (figure 5E -F, tableau S15). Selon le modèle, le taux de mortalité par la pêche estimé pour le maquereau entièrement exploité (5 à 10 ans) était de 0,42 (0,149-1,196, IC à 95 %) en 2022. Bien que le taux d'exploitation soit habituellement donné pour les poissons qui sont entièrement recrutés pour la pêche, ces maquereaux ne constituent plus une grande fraction de la population (figure 5B). En 2022, le taux de mortalité due à la pêche dans toutes les classes d'âges, pondéré par leur abondance, s'est établi à 0,25. Les estimations de la mortalité par la pêche pour l'année d'évaluation terminale présentaient un large intervalle de confiance en raison de la grande incertitude reconnue explicitement dans les prélèvements totaux (approche censurée). La mortalité par la pêche en 2022 pourrait être

---

quelque peu surestimée en raison de la forte diminution des prélèvements totaux, combinée à l'utilisation d'une marche aléatoire pour le suivi annuel de F et à la flexibilité imposée pour l'estimation des prises.

## **Projections**

Les tendances projetées à court terme de la BSR par rapport au PRL sont fournies dans un tableau de décision pour différents TAC et deux scénarios de recrutement (tableau 2). Le niveau des captures non comptabilisées pour chaque scénario de TAC est indiqué dans les colonnes grises et la distribution de ces valeurs est représentée dans la figure S6. La probabilité d'atteindre le PRL (42 450 t) d'ici 2025 avec un TAC de 0 t (mais avec une pêche récréative et une pêche américaine) a été estimée à environ 37,5 % (de 37 % à 38 % ; la fourchette montre les valeurs de chaque scénario de recrutement). Cette probabilité a diminué à 25,5 % (de 25 % à 26 %) avec un TAC de 4 000 t (TAC de 2021). Si le TAC est de 0 t, il y avait une forte probabilité que la biomasse augmente d'ici 2025 (> 75 % de probabilité). Dans le cas d'un TAC entre 1 000 t et 3 000 t, cette probabilité était modérément élevée, tandis que pour les TAC plus élevés, il y avait une probabilité neutre ou faible de la croissance du stock. La différence dans la probabilité de croissance (2,5 %) et la probabilité de quitter la zone critique (1 %) d'ici 2025 entre un scénario avec un TAC de zéro incluant ou excluant la pêche récréative est faible et se situe dans les limites de l'incertitude statistique.

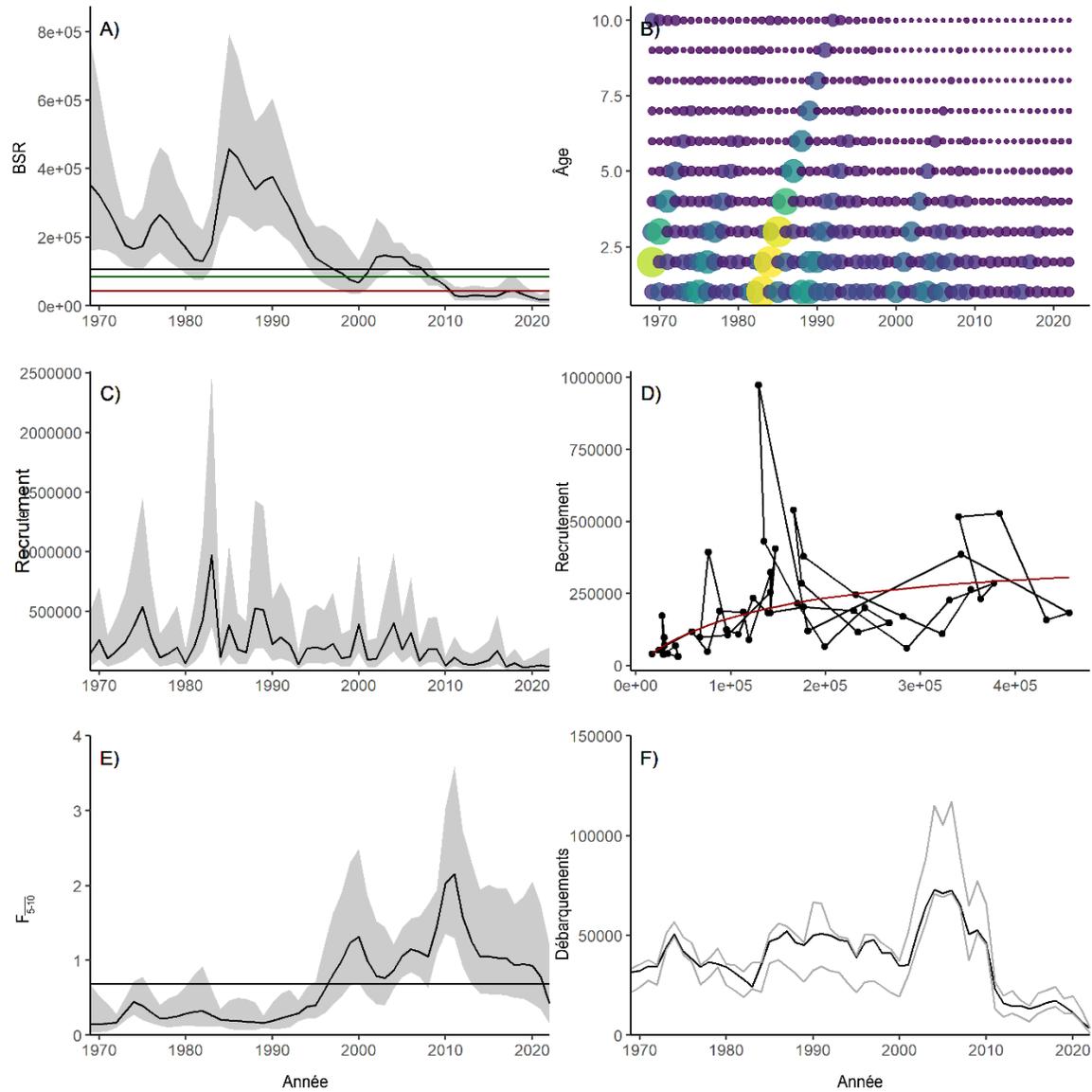


Figure 5. Sorties du modèle : (A) Biomasse du stock reproducteur en juin (kg) en mettant l'accent sur la période de 2000 à 2022 et les lignes horizontales indiquant le point de référence ( $BSR_{F40\%}$ ; en noir), le point de référence supérieur (80 % de la  $BSR_{F40\%}$ ; en vert) et le point de référence limite (40 % de la  $BSR_{F40\%}$ ; en rouge); (B) nombre d'individus selon l'âge dans le stock; (C) recrutement (âge d'un an, nombre); (D) stock-recrutement; (E) mortalité par la pêche  $F_{5-10}$  (moyenne sur les classes d'âge 5 à 10 entièrement ciblées avec indication de  $F_{réf}$  ( $F_{40\%} = 0,68$ )); (F) captures estimées (en noir) entre les limites prédéterminées (en gris).

Tableau 2. Projections triennales selon différents TAC. Les projections ont été effectuées en supposant que le maquereau sera également capturé en dehors du TAC, par les flottilles canadiennes (la pêche récréative) et américaines (colonnes ombrées; intervalle de confiance à 95 %, invariables dans le temps). Pour un TAC de 0, il y a un scénario avec et sans pêche récréative au Canada, alors que pour un TAC de plus de 0 t, la pêche récréative est toujours incluse. Le recrutement a été projeté au moyen de deux méthodes différentes et la moyenne des deux valeurs (en noir) et de leur plage (en gris) est fournie. Pour chaque scénario de TAC, les probabilités que la BSR de juin soit supérieure au PRL en 2024 et 2025 sont indiquées. Les probabilités de croissance de la BSR de 2023 à 2025 sont précisées ( $BSR_{2025} > BSR_{2023}$ ). Les ratios entre la BSR et le PRL pour chaque scénario sont également donnés pour 2024 et 2025.

TAC (t)	Prob( $BSR > PRL$ )		$BSR_{2025} > BSR_{2023}$	BSR/PRL		Prises non comptabilisées				
	2024	2025		2023→2025	2024	2025	Canada		États-Unis	
							2,5 %	97,5 %	2,5 %	97,5 %
0	28,5 % (28-29)	38,5 % (38-39)	81 % (78-84 %)	0,68 (0,67-0,68)	0,8 (0,79-0,82)	0	0	489	2682	
0	27,5 % (27-28 %)	37,5 % (37-38 %)	78,5 % (75-82 %)	0,66 (0,65-0,67)	0,78 (0,77-0,79)	192	674	489	2682	
1000	25,5 % (25-26 %)	33,5 % (33-34 %)	70,5 % (67-74 %)	0,62 (0,61-0,63)	0,72 (0,71-0,73)	192	674	489	2682	
2000	24 % (24-24%)	31,5 % (31-32 %)	63 % (59-67 %)	0,58 (0,57-0,59)	0,66 (0,64-0,67)	192	674	489	2682	
3000	22,5 % (22-23 %)	28,5 % (28-29 %)	56 % (52-60 %)	0,54 (0,54-0,55)	0,59 (0,57-0,61)	192	674	489	2682	
4000	20,5 % (20-21 %)	25,5 % (25-26 %)	50 % (46-54 %)	0,5 (0,5-0,51)	0,52 (0,51-0,54)	192	674	489	2682	
5000	19,5 % (19-20 %)	23,5 % (23-24 %)	45 % (41-49 %)	0,46 (0,45-0,47)	0,46 (0,44-0,48)	192	674	489	2682	
6000	18,5 % (18-19 %)	21,5 % (21-22 %)	40,5 % (37-44 %)	0,42 (0,42-0,43)	0,4 (0,38-0,42)	192	674	489	2682	
7000	17,5 % (17-18 %)	19,5 % (19-20 %)	35,5 % (32-39 %)	0,38 (0,38-0,39)	0,34 (0,32-0,36)	192	674	489	2682	
8000	16 % (16-16%)	17,5 % (18-17%)	32,5 % (29-36 %)	0,34 (0,34-0,35)	0,3 (0,27-0,32)	192	674	489	2682	

## Tmin

Le temps minimum pour que le stock sorte de la zone critique ( $F=0$ ) avec une probabilité de 75 % a été estimé à 6 à 7 ans (7 ans pour le modèle de base; figure 6). Dans un scénario où les États-Unis débarqueraient jusqu'à 3 639 t (TAC de 2023) par année, cette période de rétablissement passerait de 7 à 9 ans (9 ans pour le modèle de base; figure 6). En raison du faible taux de mortalité due à la pêche en 2022, qui définit en partie la BSR pour 2023, la probabilité de quitter la zone critique augmente directement à partir de 2023.

Il n'y avait pas de BSR fixe associée à une probabilité de 75 % de se trouver au-dessus du PRL. Plus la BSR est élevée et plus l'erreur d'estimation est faible, plus ce seuil de probabilité est susceptible d'être atteint. Cependant, sur la base des estimations historiques de la BSR, que l'on associe généralement à moins d'incertitude que les estimations de l'année terminale, une probabilité de 75 % de dépasser le PRL devrait correspondre à une biomasse approximativement égale à 1,4 fois le PRL (IC à 95 % : 1,3-1,5; figure S7).

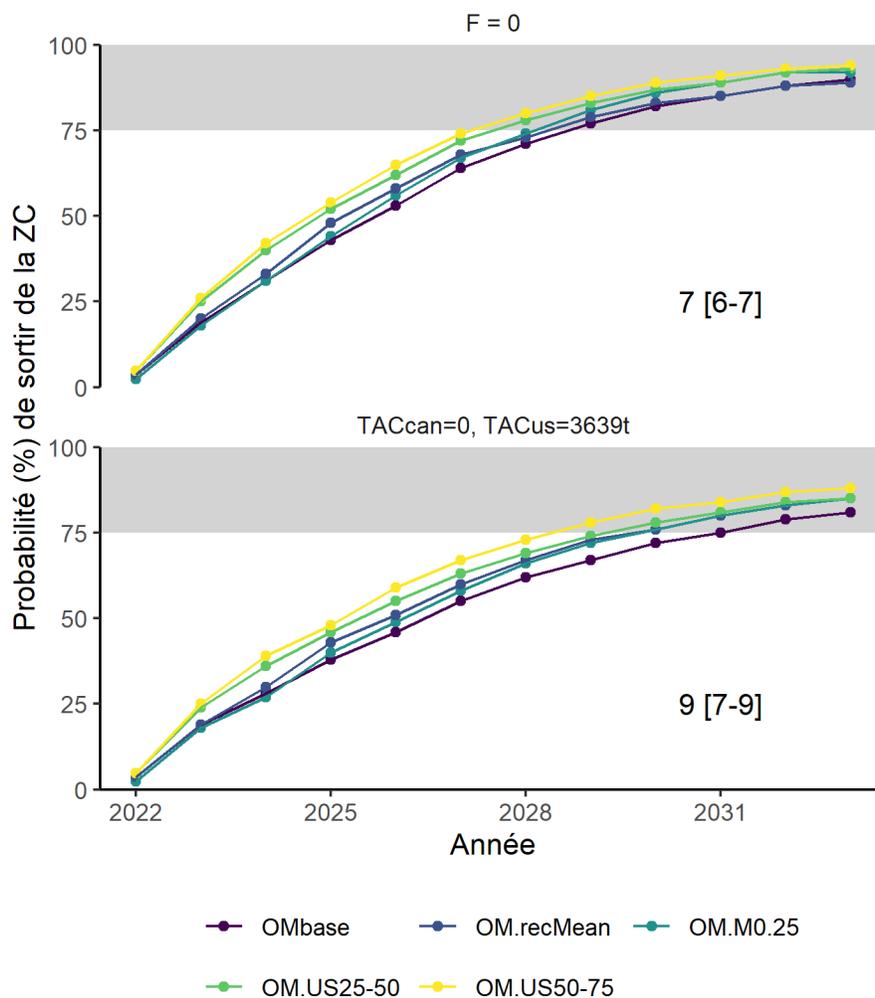


Figure 6. Probabilité (%) de sortir de la zone critique (ZC) au cours des 10 prochaines années, avec  $F = 0$  et  $TAC_{can} = 0$  t (aucune prise de maquereau dans les eaux canadiennes, mais une certaine pêche aux É.-U.). La durée minimale de rétablissement avec une probabilité de 75 % dans le cadre du modèle opérationnel de base (OMbase) est annotée et la fourchette des valeurs pour l'ensemble des modèles opérationnels (OM) est indiquée entre crochets.

### L<sub>50</sub>

La longueur à 50 % de maturité ( $L_{50}$ ) des cohortes de 1974 à 2019 a fluctué entre 243 mm et 298 mm, avec une moyenne de série chronologique de 265 mm (figure S7). La  $L_{50}$  des deux dernières cohortes (2018 et 2019) était respectivement de 258 mm (IC à 95 % : 255-261 mm) et 257 mm (IC à 95 % : 254-260 mm).

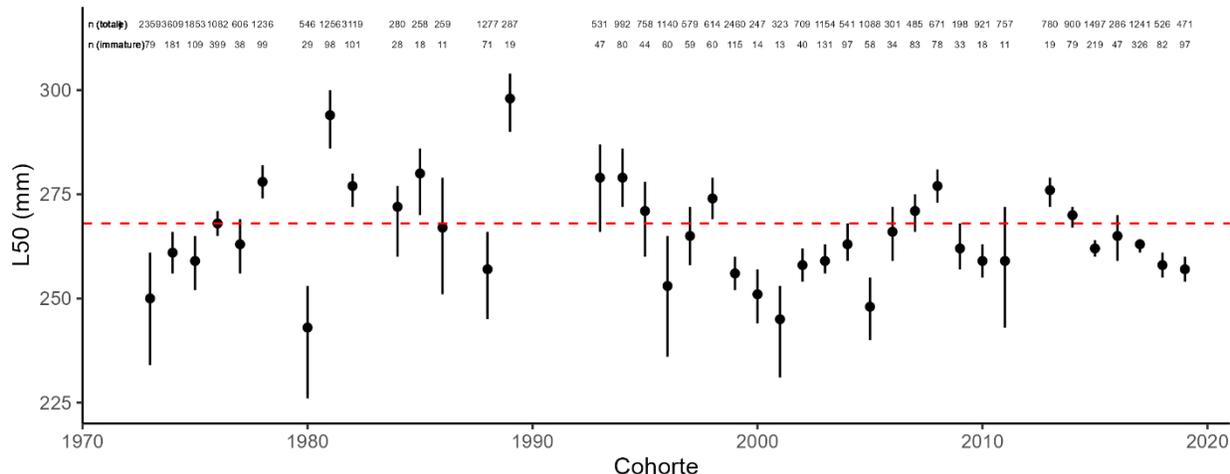


Figure 7. Longueur à 50 % de maturité ( $L_{50}$ , mm) par cohorte (1974-2019) avec un IC à 95 %. La ligne rouge horizontale indique la longueur commerciale minimale actuelle de 268 mm. Le nombre d'individus servant à calculer  $L_{50}$  pour chaque cohorte ( $n$  total) et le nombre d'individus immatures ( $n$  immatures) sont indiqués en haut de la figure.

## DISCUSSION

### CONSIDÉRATIONS ÉCOSYSTÉMIQUES

#### Influences de l'écosystème sur le stock

La présente section résume les connaissances disponibles sur la façon dont les facteurs écosystémiques influent sur trois processus fondamentaux de productivité (recrutement, mortalité naturelle et croissance) qui déterminent le taux de rétablissement du stock de maquereau; elle résume également la façon dont ces connaissances ont été intégrées dans l'évaluation.

Les facteurs de la variabilité du **recrutement** du maquereau du contingent nord ont été analysés à plusieurs reprises (Runge *et al.* 1999; Castonguay *et al.* 2008; Plourde *et al.* 2015). L'étude la plus récente et la plus approfondie a démontré que le recrutement du maquereau est déterminé par l'état du stock (notamment la BSR et l'état corporel de la mère) et les conditions alimentaires des larves. L'intensité de la correspondance spatiale et temporelle entre les proies pour les larves et la production d'œufs est corrélée à la force de recrutement (hypothèse de concordances/non-concordances; Brosset *et al.* 2020). Ces connaissances pourraient théoriquement servir à informer les prévisions de recrutement à l'horizon d'un an. Cependant, les projections sont actuellement effectuées sur une période de trois ans et, bien que la première année projetée soit la plus influente, la nature à l'échelle fine démontrée du processus de recrutement rend extrêmement difficiles les projections à long terme informées par l'écosystème. En l'absence de tendances directionnelles dans les facteurs environnementaux connus, nous reconnaissons l'incertitude dans le recrutement futur en projetant ce processus de façon stochastique selon différentes hypothèses statistiques.

La **mortalité naturelle** ( $M$ ) causée par divers prédateurs peut être importante, surtout lorsque la BSR est faible (Van Beveren *et al.* <sup>4</sup>). Il n'y a actuellement aucune preuve que la mortalité naturelle a joué un rôle clé dans le déclin du stock (aucune augmentation correspondante). Lorsque la BSR est faible, les prédateurs sont toutefois susceptibles de prélever une proportion relativement plus importante du stock et une augmentation de  $M$  aura une incidence sur le

---

rétablissement du stock. Bien qu'un effort ait été fait pour estimer la biomasse minimale prélevée par les prédateurs dans le cadre de l'évaluation présentée, cette information demeure incertaine et cette incertitude, combinée à des difficultés techniques, empêche actuellement son intégration explicite dans le modèle d'évaluation.

Les facteurs écosystémiques influant la **croissance** du maquereau du contingent nord n'ont pas encore fait l'objet d'une étude spécifique. Cependant, les changements d'une année à l'autre et les gains au cours d'une année de l'état corporel montrent une corrélation avec l'abondance du plancton (Plourde *et al.* 2015; Smith *et al.* 2020). Le poids du maquereau selon l'âge, utilisé comme données pour l'évaluation, ne présente pas de tendances importantes au fil du temps; les variations de faible amplitude causées par les conditions environnementales changeantes n'ont également pas d'incidence importante sur l'évaluation. Bien que les composants de l'écosystème associés à la croissance du maquereau ne soient pas pris en compte à l'heure actuelle, ils sont considérés comme ayant une importance mineure dans la détermination de la productivité du stock par rapport au recrutement et à la mortalité naturelle.

Bien que les conditions environnementales déterminent les routes de migration annuelle du maquereau (voir Van Beveren *et al.* 2022 pour un sommaire des connaissances disponibles), il n'y a actuellement aucune preuve que les changements de la distribution spatiale ont une incidence directe sur la productivité du stock et, par conséquent, sur le rétablissement.

### **Influences de la pêche sur l'écosystème**

Le maquereau bleu est une espèce de poisson-fourrage au milieu de la chaîne alimentaire (p. ex., Savenkoff *et al.* 2005). Il joue un rôle clé dans l'écosystème en transférant l'énergie des niveaux trophiques inférieurs aux prédateurs d'ordre supérieur. On ne connaît pas les répercussions des changements induits par la pêche dans l'état du stock de maquereau sur la plupart des prédateurs, à l'exception des fous de Bassan. Cette espèce d'oiseau de mer est le seul prédateur connu qui se nourrit principalement de maquereaux lorsqu'ils sont présents. Le déclin du succès de reproduction des fous de Bassan dans le sud du golfe a été associé à la diminution de la BSR du maquereau (Guillemette *et al.* 2018).

Les prises accessoires d'autres espèces dans la pêche du maquereau sont faibles et ne sont pas connues pour avoir une incidence importante sur ces stocks.

### **CAUSES PROBABLES DU DÉCLIN DU STOCK**

Pendant le déclin du stock dans la zone critique (de 2005 à 2011), les débarquements totaux étaient élevés et la pression de pêche estimée était au-dessus du niveau de référence. Il n'existe actuellement aucune preuve que la mortalité naturelle a augmenté au cours de cette période (Van Beveren *et al.* <sup>4</sup>) ou que le recrutement était en moyenne faible (Figure 4).

La perte ou la dégradation de l'habitat n'est pas une préoccupation connue pour ce stock.

### **QUALITÉ DE L'ANALYSE ET LACUNES DANS LES DONNÉES**

L'utilisation du modèle actuel d'évaluation des stocks a permis de largement prendre en compte bon nombre des principales incertitudes entourant les données qui ont été mises en évidence dans les évaluations précédentes (p. ex. liées aux prélèvements totaux), ainsi que notre connaissance de la dynamique du stock. Bien que des incertitudes demeurent (voir paragraphe suivant), les tendances de l'état du stock entre les différents indices sont cohérentes et suffisamment importantes pour considérer que l'état du stock est fiable. Pour cette évaluation, on a examiné l'indice de ponte des œufs en termes de couverture (Van Beveren *et al.* 2023; résultats préliminaires du relevé sur les œufs de Terre-Neuve) et de robustesse par rapport à

---

diverses hypothèses (Lehoux *et al.*<sup>1</sup>). Les tendances et les conclusions dérivées étaient constantes dans toute une série d'analyses de sensibilité.

Les deux principales incertitudes sont considérées comme étant (sans ordre d'importance) : 1) les variations potentielles du taux de la mortalité naturelle et 2) la proportion de maquereaux du contingent nord capturés dans la pêche du maquereau aux États-Unis (voir Redding *et al.* 2020; Arai *et al.* 2021; Bourret *et al.* 2023). Une meilleure appréciation du niveau de mélange devrait permettre d'améliorer les estimations et les projections du modèle.

## CONCLUSIONS

Le contingent nord de maquereau de l'Atlantique Ouest se trouve actuellement dans la zone critique telle que définie par le cadre de l'approche de précaution du MPO (MPO 2009), et ce, depuis 2011. La structure selon l'âge du stock est tronquée et le recrutement moyen a été faible, par rapport à la BSR. Les projections du stock présentées dans le tableau 1 permettront aux gestionnaires de pondérer les compromis entre la BSR et les différents TAC sur trois ans.

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier tous les pêcheurs et les organisations de pêche qui ont participé à la collecte d'échantillons de maquereau en 2022. Nous souhaitons également remercier Linda Girard, Roxanne Noël et Quentin Emblanc pour le temps considérable qu'ils ont consacré à l'analyse des échantillons de maquereau. Merci également à Kiersten Curti, qui nous a fourni des données de débarquements. Nous tenons aussi à remercier Marie-Julie Roux, qui a présidé l'évaluation, et toutes les personnes qui ont participé à l'examen par les pairs. Cette évaluation bénéficie également des précieuses contributions de plusieurs collaborateurs : l'équipage du NGCC Teleost, le personnel de soutien technique de l'Institut Maurice-Lamontagne (DAISS), le réseau d'échantillonneurs au port du MPO, les bureaux régionaux de statistiques du MPO et les responsables régionaux et nationaux de la gestion des pêches.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Aeberhard, W. H., Mills Flemming, J., et Nielsen, A. 2018. [Review of State-Space Models for Fisheries Science](#). *Annu. Rev. Stat. Appl.* 5: 215–235.
- Arai, K., Castonguay, M., et Secor, D. H. 2021. [Multi-decadal trends in contingent mixing of Atlantic mackerel \(\*Scomber scombrus\*\) in the Northwest Atlantic from otolith stable isotopes](#). *Sci. Rep.* 11: 6667.
- Arai, K., Castonguay, M., Lyubchich, V., et Secor, D. H. 2023. [Integrating machine learning with otolith isoscapes: Reconstructing connectivity of a marine fish over four decades](#). *PLOS ONE*, 18: e0285702.
- Berg, C. W., et Nielsen, A. 2016. Accounting for correlated observations in an age-based state-space stock assessment model. *ICES J. Mar. Sci.* 73: 1788–1797.
- Bourret, A., Smith, A., Van Beveren, E., Plourde, S., Curti, K., Jansen, T., Richardson, D. E., Castonguay, M., Rodriguez-Ezpeleta, N., et Parent, G. J. 2023. [Quantifying genetic differentiation and population assignment among two contingents of Atlantic mackerel \(\*Scomber scombrus\*\) in the Northwest Atlantic](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 80 (7): 1084-1097.
- Brosset, P., Smith, A. D., Plourde, S., Castonguay, M., Lehoux, C., et Van Beveren, E. 2020. A fine-scale multi-step approach to understand fish recruitment variability. *Sci. Rep.* 10, 16064.

- 
- Cadigan, N. 2016. A state-space stock assessment model for northern cod, including under-reported catches and variable natural mortality rates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73: 296–308.
- Cardinale, M., et Modin, J. 1999. [Changes in size-at-maturity of Baltic cod \(\*Gadus morhua\*\) during a period of large variations in stock size and environmental conditions](#). *Fish. Res.* 41: 285–295.
- Castonguay, M., Plourde, S., Robert, D., Runge, J. A., et Fortier, L. 2008. [Copepod production drives recruitment in a marine fish](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 1528–1531.
- Doniol-Valcroze, T., Van Beveren, E., Légaré, B., Girard, L. et Castonguay, M. 2019. [Le maquereau bleu \(\*Scomber scombrus\* L.\) dans les sous-régions 3 et 4 de l'OPANO en 2016](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2018/062. v + 53 p.
- Gíslason, D., Helyar, S. J., Óskarsson, G. J., Ólafsdóttir, G., Slotte, A., Jansen, T., Jacobsen, J. A., Ólafsson, K., Skirnisdóttir, S., Dahle, G., Siegstad, H., Joensen, H., Curti, K. L., Grégoire, F., Masse, J., Sveinsson, S., Daníelsdóttir, A. K., et Pampouli, C. 2020. [The genetic composition of feeding aggregations of the Atlantic mackerel \(\*Scomber scombrus\*\) in the central north Atlantic: a microsatellite loci approach](#). *ICES J. Mar. Sci.* 77: 604–612.
- Goodyear, C. P. 1977. Assessing the impact of power plant mortality on the compensatory reserve of fish populations. *In* Proceedings of a conference on assessing the effects of powerplant induced mortality on fish populations., pp. 186–195. Ed. by V. Winkle. Pergamon Press, New York, USA.
- Guillemette, M., Grégoire, F., Bouillet, D., Rail, J., Bolduc, F., Caron, A., et Pelletier, D. 2018. [Breeding failure of seabirds in relation to fish depletion: is there one universal threshold of food abundance?](#) *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 587: 235–245.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C. W., Skaug, H., et Bell, B. M. 2016. TMB: Automatic Differentiation and Laplace Approximation. *J. Stat. Softw.* 70: 1–21.
- Lappalainen, A., Saks, L., Šuštar, M., Heikinheimo, O., Jürgens, K., Kokkonen, E., Kurkilahti, M., Verliin, A., et Vetemaa, M. 2016. [Length at maturity as a potential indicator of fishing pressure effects on coastal pikeperch \(\*Sander lucioperca\*\) stocks in the northern Baltic Sea](#). *Fish. Res.* 174: 47–57.
- Lockwood, S. J., et Nichols, J. H. 1977. The development rates of mackerel (*Scomber scombrus* L) eggs over a range of temperatures. *ICES CM*, 1977/J1:13: 8.
- Maguire, J.-J. 1981. Maturité, fécondité, ponte et évaluation de la taille du stock reproducteur du maquereau atlantique (*Scomber scombrus*) dans le golfe de St.-Laurent. Master thesis. Université de Laval. 137 pp.
- Meyer, K. A., Schill, D. J., Elle, F. S., et Lamansky, J. A. 2003. [Reproductive demographics and factors that influence length at sexual maturity of yellowstone cutthroat trout in Idaho](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 132: 183–195.
- MPO. 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#).
- MPO. 2015. [Enquête sur la pêche récréative au Canada 2015](#).
- MPO. 2021. [Évaluation du contingent du nord du maquereau bleu \(\*Scomber Scombrus\*\) en 2020](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci.* 2021/029.
- Nielsen, A., et Berg, C. W. 2014. Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models. *Fish. Res.* 158: 96–101.
-

- 
- Ouellette-Plante, J., Van Beveren, E., Benoît, H.P. et Brassard, C. 2022. [Détails de catchR, un paquet R pour estimer la composition en âge et en longueur des captures de la pêche, avec une application à la morue franche de 3Pn4RS](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/015. iv + 71 p.
- Pelletier, L. 1986. Fécondité du maquereau bleu, *Scomber scombrus* L., du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1467: 1–46.
- Plourde, S., Grégoire, F., Lehoux, C., Galbraith, P. S., Castonguay, M., et Ringuette, M. 2015. Effect of environmental variability on body condition and recruitment success of Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus* L.) in the Gulf of St. Lawrence. Fish. Oceanogr. 24: 347–363.
- R Core team. 2019. R: [A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Redding, S. G., Cooper, L. W., Castonguay, M., Wiernicki, C., et Secor, D. H. 2020. [Northwest Atlantic mackerel population structure evaluated using otolith  \$\delta^{18}O\$  composition](#). ICES J. Mar. Sci. 77: 2582–2589.
- Rodríguez-Ezpeleta, N., Bradbury, I. R., Mendibil, I., Álvarez, P., Cotano, U., et Irigoien, X. 2016. Population structure of Atlantic mackerel inferred from RAD-seq-derived SNP markers: effects of sequence clustering parameters and hierarchical SNP selection. Mol. Ecol. Resour. 16: 991–1001.
- Runge, J. A., Castonguay, M., De Lafontaine, Y., Ringuette, M., et Beaulieu, J.-L. 1999. [Covariation in climate, zooplankton biomass and mackerel recruitment in the southern Gulf of St Lawrence](#). Fish. Oceanogr. 8: 139–149.
- Savenkoff, C., Grégoire, F., Castonguay, M., Swain, P. D., Chabot, D., et Hanson, J. M. 2005. Main prey and predators of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) in the northern and southern Gulf of St. Lawrence during the mid-1980s, mid-1990s, and early 2000s. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 22619: v + 29p.
- Shepherd, J. G. 1982. A versatile new stock–recruitment relationship of fisheries and construction of sustainable yield curves. Cons. Perm. Int. Explor. Mer, 40: 67–75.
- Smith, A.D., Van Beveren, E., Girard, L., Boudreau, M., Brosset, P., Castonguay, M. et Plourde, S. 2020. [Le maquereau bleu \(\*Scomber scombrus\* L.\) dans les sous-zones 3 et 4 de l'OPANO en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/013. iv + 40 p.
- Smith, A.D., Girard, L., Boudreau, M., Van Beveren, E. et Plourde, S. 2022. [Évaluation du contingent nord du maquereau bleu \(\*Scomber scombrus\*\) en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/045. iv + 45 p.
- Studholme, A. L., Packer, P. B., Berrien, P. L., Johnson, D. ., Zetlin, C. A., et Morse, W. W. 1999. Essential fish habitat source document: Atlantic mackerel, *Scomber scombrus*, life history and habitat characteristics. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-141: 44p.
- Van Beveren, E., Duplisea, D., Castonguay, M., Doniol-Valcroze, T., Plourde, S., et Cadigan, N. 2017. How catch underreporting can bias stock assessment of and advice for northwest Atlantic mackerel and a possible resolution using censored catch. Fish. Res. 194: 146-154.
- Van Beveren, E., Marentette, J.R., Smith, A., Castonguay M. et Duplisea, D.E. 2020. [Évaluation des stratégies de rétablissement du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest \(sous-régions 3 et 4 de l'OPANO\)](#). Secr. can. de consult. sci. Doc. de rech. 2020/021. v + 58 p.
- Van Beveren, E., Benoît, H. P., et Duplisea, D. E. 2021. [Forecasting fish recruitment in age-structured population models](#). Fish Fish. 22: 941–954.
-

---

Van Beveren, E., Plourde, S., Pepin, P., Cogliati, K., et Castonguay, M. 2023. [A review of the importance of various areas for northern contingent West-Atlantic mackerel spawning](#). ICES J. Mar. Sci. 80: 1–15.

## TABLEAUX SUPPLÉMENTAIRES

Tableau S1. Débarquements enregistrés de maquereau bleu. Le total des États-Unis (É.-U.) utilisé dans l'évaluation ne comprend pas les débarquements de la flotte étrangère.

ANNÉE	CANADA			ÉTATS-UNIS				TOTAL	ÉTRANGER
	CANADA	ÉTRANGER	TOTAL	COMMERCIALE	RÉCRÉATIVE	REJETS	ÉTATS-UNIS		
1968	11118	9720	20838	3929	NA	NA	3929	65747	
1969	13257	5379	18636	4364	NA	NA	4364	114189	
1970	15710	5296	21006	4049	NA	NA	4049	210864	
1971	14942	9554	24496	2406	NA	NA	2406	355892	
1972	16253	6107	22360	2006	NA	NA	2006	391464	
1973	21566	16984	38550	1336	NA	NA	1336	396759	
1974	16701	27954	44655	1042	NA	NA	1042	321837	
1975	13540	22718	36258	1974	NA	NA	1974	271719	
1976	15746	17319	33065	2712	NA	NA	2712	223275	
1977	19852	2913	22765	1377	NA	NA	1377	56067	
1978	25429	470	25899	1605	NA	NA	1605	841	
1979	30244	368	30612	1990	NA	NA	1990	440	
1980	22135	161	22296	2683	NA	NA	2683	566	
1981	19294	61	19355	2941	2627	NA	5568	5361	
1982	16380	3	16383	3330	1877	NA	5207	6647	
1983	19797	9	19806	3805	2792	NA	6597	5955	
1984	17320	913	18233	5954	2716	NA	8670	15045	
1985	29855	1051	30906	6632	4088	NA	10720	32409	
1986	30325	772	31097	9637	7661	NA	17298	26507	
1987	27488	71	27559	12310	7555	NA	19865	36564	
1988	24060	956	25016	12309	5420	NA	17729	42858	
1989	20795	347	21142	14556	2829	160	17545	36823	
1990	19190	3857	23047	31261	3252	827	35340	30678	
1991	24914	597	25511	26961	3540	1098	31599	15714	
1992	24307	2255	26562	11761	919	2072	14752	0	
1993	26158	690	26848	4662	1231	3902	9795	0	
1994	20564	49	20613	8917	2654	5409	16980	0	
1995	17627	62	17689	8468	1697	54	10219	0	
1996	20282	76	20358	15728	2466	2053	20246	0	
1997	21294	116	21410	15403	2857	229	18489	0	
1998	19176	10	19186	14525	1553	97	16176	0	
1999	16526	12	16538	12031	2832	771	15634	0	
2000	16053	26	16079	5649	3054	153	8856	0	
2001	24336	11	24347	12340	3300	718	16358	0	
2002	34600	7	34607	26530	2678	155	29364	0	
2003	44463	9	44472	34298	1870	264	36433	0	
2004	53861	14	53875	54990	1169	2141	58300	0	
2005	54764	0	54764	42209	1694	1083	44985	0	
2006	53503	3	53506	56640	3911	135	60687	0	
2007	53223	0	53223	25546	761	159	26467	0	
2008	29474	4	29478	21734	2731	747	25212	0	
2009	42205	0	42205	22634	1768	126	24529	0	
2010	38646	0	38646	9877	4288	97	14261	0	
2011	11485	0	11485	533	4040	38	4610	0	
2012	6841	0	6841	5333	2670	33	8036	0	
2013	8674	0	8674	4372	2406	20	6798	0	
2014	6678	0	6678	5905	2296	51	8252	0	
2015	4272	1	4273	5616	4274	13	9904	0	
2016	8045	0	8045	5687	4569	18	10274	0	
2017	9749	3	9752	6975	4161	83	11219	0	
2018	10907	1	10908	8717	2394	177	11288	0	
2019	8750	0	8750	5379	2117	200	7696	0	
2020	7947	0	7947	8306	2017	192	10515	0	
2021	4505*	0	4505*	5752	2168	133	8053	0	
2022	56*	0	56*	1908	1350*	44*	3302*	0	

\*Données préliminaires

Tableau S2. Débarquements (t) enregistrés de maquereau bleu par région du MPO.

Année	Golfe	Maritimes	Terre-Neuve- et-Labrador	Québec
1985	6125	6265	14883	2179
1986	8518	4799	2400	3004
1987	9611	5233	9902	2753
1988	9469	6065	4234	3662
1989	9686	4814	1911	2252
1990	9634	8499	1208	1971
1991	14451	7270	834	3256
1992	9888	8622	1283	3480
1993	6996	6718	9683	3175
1994	6875	7608	2800	3546
1995	4831	6574	2953	3382
1996	7049	5170	3869	4317
1997	9590	4762	1188	5769
1998	8676	4431	2331	3738
1999	5462	4550	1445	5104
2000	5294	4359	4406	2022
2001	9123	3113	8981	3212
2002	10069	2190	17982	4421
2003	9727	3737	26675	4597
2004	7728	4241	40003	1979
2005	8238	2691	42660	1221
2006	6043	1603	44277	1818
2007	4685	2357	44602	1750
2008	3599	1173	23036	1863
2009	4562	1116	34237	2316
2010	3278	554	33159	1709
2011	2417	409	7337	1345
2012	2258	692	2619	1278
2013	1648	403	5169	1453
2014	1042	703	3432	1502
2015	1226	1172	701	1182
2016	1241	1215	4633	966
2017	3726	2057	2653	1347
2018	2390	1522	5625	1426
2019	2170	912	4814	859
2020	1952	1205	4015	788
2021*	1824	1232	602	859
2022*	0,25	54,674	0,141	0,614

\*Données préliminaires

Tableau S3. Estimations de la pêche récréative du maquereau au Canada du MPO (2015). Il n'existe pas de données pour le Québec - on a donc utilisé les mêmes chiffres que pour la Nouvelle-Écosse. Les poids sont basés sur les données de 2022.

Année	Terre-Neuve- et-Labrador	Île-du- Prince Edouard	Nouvelle- Écosse	Nouveau- Brunswick	Québec	Total
<b>2010</b>	356836	98182	646399	-	-	-
<b>2005</b>	546126	41434	481822	164970	-	-
<b>2000</b>	477720	43069	-	-	-	-
<b>1995</b>	225236	63145	-	157169	-	-
<b>1990</b>	213063	84440	681745	258013	-	-
<b>Nombres maximum</b>	546126	98182	681745	258013	681745	2265811
<b>Poids maximum du poisson (kg)</b>	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	-
<b>Biomasse maximale (t)</b>	164	29	205	77	205	<b>670</b>
<b>Nombres minimum</b>	213063	41434	481822	157169	41434	934922
<b>Poids minimum du poisson (kg)</b>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	-
<b>Biomasse minimale (t)</b>	43	8	96	31	8	<b>187</b>

Tableau S4. Échantillons de longueur-fréquence pour 2022 par zone de l'OPANO et par mois.

	3K	3L*	4R	4S	4T***	4W	4X	
Jun	0	0	0	0	1	0	0	1
Juillet	0	0	0	1***	6	3	1	11
Août	4	1	5	0	6	3	2	21
Septembre	6	1	5	0	5	1	3	21
Octobre	4	1	5**	0	0	1	3	14
Novembre	2	0	0	0	0	1	2	5
	16	3	15	1	18	9	11	<b>73</b>

\*échantillons combinés (même date/emplacement et/ou trop petits)

\*\*y compris deux échantillons de prises accessoires dont la distribution des longueurs est très semblable

\*\*\*recueillis par un échantillonneur au port (au lieu d'un pêcheur ou d'un technicien associé à une organisation de pêche)

Tableau S5. Équations du modèle d'évaluation ( $a$  = âge,  $y$  = année,  $SSB$  = biomasse du stock reproducteur (au 1<sup>er</sup> janvier et pendant la période de la fraie ou du relevé),  $Sel$  = sélectivité,  $N$  = abondance,  $F$  = mortalité par pêche,  $M$  = mortalité naturelle,  $W$  = masse,  $P$  = proportion d'individus matures,  $CU$  = limite supérieure des prises,  $CL$  = limite inférieure des prises,  $CT$  = prises totales,  $CP$  = proportion des prises,  $TEP$  = production totale d'œufs,  $fec$  = fécondité,  $Fem$  = proportion de femelles,  $ts$  = moment du relevé,  $o$  = observé,  $MVN$  = normale multivariée,  $crl$  = logit du rapport de continuation)

Paramètre	Formule
Abondance de la cohorte	$N_{1y} = \frac{\alpha SSB_{y-1}}{1 + \beta SSB_{y-1}} e^{\varepsilon_{1y}^N}$ $N_{ay} = N_{a-1y-1} e^{-Z_{a-1y-1} + \varepsilon_{ay}^N}$ $N_{Ay} = [N_{A-1y-1} e^{-Z_{A-1y-1}} + N_{Ay-1} e^{-Z_{Ay-1}}] e^{\varepsilon_{Ay}^N}$ $\varepsilon_{ay}^N \sim MVN(0, \sigma_{N_a}^2)$
Taux de mortalité	$F_{ay} = Sel_a F_y$ $Z_{ay} = F_{ay} + M_{ay}$ $F_y = F_{y-1} e^{\varepsilon_y^F}$ $\varepsilon_y^F \sim N(0, \sigma_{F_y}^2)$
Capture	$C_{ay} = N_{ay} \frac{F_{ay}}{Z_{ay}} [1 - \exp(-Z_{ay})]$ $CT_y = \sum_{a=1}^A C_{ay} W_{ay}$ $CP_{ay} = \frac{C_{ay}}{\sum_{a=1}^A C_{ay}}$ $X_{ay} = crl(CP_{ay})$ $l(C_{o_1} \dots C_{o_Y}   \theta) = \sum_{y=1}^Y \log \left\{ \phi_N \left[ \frac{\log(CU_y / CT_y)}{0,01} \right] - \phi_N \left[ \frac{\log(CL_y / CT_y)}{0,01} \right] \right\}$ $l(X_{o_{ay}}   \theta) = \sum_{a=1}^{A-1} \sum_{y=1}^Y \left[ \phi_N \left( \frac{X_{o_{ay}} - X_{ay}}{\sigma_{cp}} \right) \right]$
Indice du relevé	$TEP_y = q \sum_{a=1}^A N_{ay} \exp(-Z_{ay} t_s) fec_{ay} Fem_{ay} P_{ay}$ $l(TEP_{o_y}   \theta) = \sum_{a=1}^A \sum_{y=1}^Y \log \left[ \phi_N \left( \frac{TEP_{o_y} - TEP_y}{\sigma_s} \right) \right]$
Biomasse du stock reproducteur	$SSB_y^0 = \sum_{a=1}^A N_{ay} W_{ay}^0 P_{ay}$ $SSB_y^{june} = \sum_{a=1}^A N_{ay} \exp(-Z_{ay} t_s) W_{ay}^{june} P_{ay}$

Tableau S6. Paramètres du modèle d'évaluation

Paramètre	Définition	Effet
$N_{a,y}$	Abondance du stock	Aléatoire
$F_y$	Mortalité par la pêche	Aléatoire
$\alpha$	Coefficient Stock-recrutement	Fixé
$\beta$	Coefficient Stock-recrutement	Fixé
$Sel_a$	Sélectivité par la pêche	Fixé
$q$	Indice de capturabilité du relevé	Fixé
$\sigma_N^2$	Variance de l'erreur du processus	Fixé
$\sigma_{F_y}$	Variance annuelle de la mortalité par la pêche	Fixé
$\sigma_{cp_a}^2$	Variance de l'erreur d'observation de la proportion des captures à l'âge	Fixé
$\sigma_S^2$	Variance de l'erreur d'observation du relevé	Fixé

Tableau S7. Limites des prises (t), basées sur 20 à 80 % de débarquements aux É.-U.

Année	Borne inférieure	Borne supérieure
1968	23708	35227
1969	21372	33372
1970	23916	35490
1971	27427	37666
1972	24997	35210
1973	42672	50864
1974	49329	56734
1975	40279	49083
1976	36914	46480
1977	25317	35112
1978	28810	38428
1979	34071	43449
1980	25062	35687
1981	22404	35055
1982	19063	31794
1983	23106	36329
1984	21790	36415
1985	36141	50727
1986	37666	56180
1987	34288	54696
1988	31063	50445
1989	26765	46423
1990	32420	66755
1991	34382	65935
1992	32169	53217
1993	31492	49247
1994	26070	48469
1995	21501	39845
1996	26443	50548
1997	27249	50207
1998	24339	46144
1999	21319	43076
2000	19458	37207
2001	30054	51586
2002	43940	72358
2003	56206	87988
2004	70923	114994
2005	69237	105339
2006	70994	116867
2007	63839	89431
2008	37468	64904
2009	51331	77308
2010	45363	65759
2011	13555	26707
2012	9133	19738
2013	10901	22227
2014	8996	17287
2015	6681	14760
2016	10905	21092
2017	12971	22628
2018	14256	24301
2019	11164	18407
2020	10845	19538
2021	6566	12750
2022	722	3377

Tableau S8. Débarquements selon l'âge (en milliers de poissons). Les valeurs de 1968 à 1975 ont été tirées d'évaluations antérieures, les valeurs de 1976 à 2021 ont été réestimées et, pour 2022, les valeurs ont été calculées en supposant que les débarquements étaient répartis de la même manière que pour 2017 à 2021.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1968	43062	7157	10343	7393	2819	1349	721	1658	10425	97
1969	5692	26359	18057	2027	929	855	1099	440	462	9656
1970	20277	3654	33584	8047	2496	451	425	1578	1645	4335
1971	7156	7389	1702	35931	7620	1753	2203	1526	1879	5517
1972	1	136	4401	5541	24826	4975	5248	77	546	6833
1973	9176	20624	9649	9333	13972	22293	8317	2771	837	1603
1974	8618	24340	26703	14602	12594	12417	15377	4053	1714	1749
1975	14206	24905	13049	11636	7052	7526	5456	3917	825	581
1976	5080	37835	28806	6419	4401	2359	2919	2008	1341	636
1977	4738	14741	29710	8831	1637	913	616	656	402	416
1978	78	2801	12088	25956	10683	2357	1153	545	685	448
1979	6742	11350	1892	7476	18990	11867	4834	1589	1096	1043
1980	55	5644	6818	2593	5096	10051	5681	1925	1120	949
1981	9477	1758	7835	3988	2553	4571	4983	2054	664	344
1982	13994	4498	1633	4177	598	2335	3065	4116	1068	1346
1983	78918	17821	7124	558	650	74	60	198	448	256
1984	42	26081	14354	1190	279	628	136	180	708	2526
1985	24874	1026	52656	10199	719	232	885	197	134	2121
1986	2405	15674	5864	45165	7578	535	217	245	76	751
1987	1812	5616	8866	2834	35731	4405	168	113	50	269
1988	25187	1981	1896	2716	2635	26505	3466	180	96	417
1989	6973	13161	1653	966	1057	603	16674	2036	277	866
1990	668	10057	9736	1870	1336	1142	790	17874	1097	173
1991	2095	8072	16474	8833	1124	1059	1289	1006	12392	477
1992	4773	9503	5505	16736	9205	1357	552	978	655	9294
1993	70	2088	6432	5499	18946	9797	1818	714	681	6796
1994	2311	1315	9949	9355	2683	11969	3754	550	338	1523
1995	8310	7697	1089	8018	5814	1607	5627	1981	255	443
1996	3950	8875	8578	1027	5772	6352	1234	5106	1140	337
1997	8943	13843	9997	4822	773	3583	2896	660	3285	481
1998	2309	22532	10384	8602	3293	268	1603	1272	246	1041
1999	2117	7213	15843	7631	3982	1397	231	529	496	197
2000	34934	6038	4677	7604	2545	1499	268	52	197	150
2001	5084	45546	9929	3823	4717	1140	872	154	46	85
2002	3257	6208	71875	6277	1869	1652	309	147	15	25
2003	3488	6495	7141	73199	6927	895	743	49	2	0
2004	43886	28441	7049	5617	54033	2144	805	421	7	0
2005	15975	53982	30633	5588	4103	34126	1550	291	106	26
2006	44178	15490	45343	22877	3229	1633	9884	275	20	0
2007	2232	32888	22434	45128	9469	1418	949	3970	22	5
2008	21028	7034	28852	7699	11794	1102	303	130	681	2
2009	52872	26612	7421	25230	4802	7001	221	83	6	509
2010	8928	34960	29991	4794	12722	1543	2312	98	1	60
2011	6495	2721	13411	4863	440	2011	188	291	19	17
2012	475	12219	2079	2988	266	26	55	4	2	0
2013	850	6044	12723	602	1654	101	0	5	0	0
2014	1278	3465	7058	4072	83	63	1	1	0	0
2015	3699	4074	1997	2115	952	124	13	4	0	0
2016	7803	7457	4990	2740	1930	757	30	1	0	0
2017	68	17349	9914	3152	1457	1022	248	0	0	0
2018	272	895	23828	5348	962	205	110	11	0	0
2019	42	5354	7402	9596	1699	376	109	63	3	0
2020	259	1986	7746	3187	5589	561	76	6	4	0
2021	440	3034	2645	3725	937	758	146	50	7	0
2022	41	116	59	15	19	9	5	0	0	0

Tableau S9. Production totale d'œufs (PTO, en chiffres).

ANNÉE	PTO
1979	4,15708E+14
1980	NA**
1981	NA**
1982	NA**
1983	1,08184E+14
1984	3,58959E+14
1985	6,78277E+14
1986	1,01798E+15
1987	5,4255E+14
1988	4,55014E+14
1989	5,38021E+14
1990	3,54432E+14
1991	NA***
1992	5,83212E+14
1993	6,83366E+14
1994	3,15624E+14
1995	NA**
1996	9,4333E+13
1997	NA*
1998	7,46718E+13
1999	NA***
2000	1,12656E+14
2001	2,40261E+13
2002	2,66152E+14
2003	2,46169E+14
2004	2,67238E+14
2005	1,19165E+14
2006	4,59616E+13*
2007	8,7145E+13
2008	9,8367E+13
2009	6,97687E+13
2010	2,57265E+13
2011	2,95126E+13
2012	1,08644E+13
2013	3,84104E+13
2014	4,77354E+13
2015	4,56354E+13
2016	4,95203E+13
2017	7,55853E+13*
2018	4,53662E+13
2019	9,96199E+13*
2020	NA**
2021	1,64158E+13
2022	3,71718E+13

\*Imprécis en raison d'un certain décalage entre le moment du relevé et le moment de la ponte.

\*\*Aucune estimation n'est disponible, car aucun relevé n'a été effectué.

\*\*\* Supprimé en raison d'une mauvaise estimation de la proportion d'œufs pondus au cours du relevé et d'une indication de biais.

Tableau S10. Poids selon l'âge (kg) du stock (juin et juillet).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1968	0,128	0,273	0,368	0,434	0,502	0,554	0,593	0,632	0,665	0,718
1969	0,128	0,270	0,361	0,429	0,498	0,550	0,588	0,628	0,661	0,714
1970	0,127	0,268	0,356	0,420	0,491	0,545	0,583	0,623	0,656	0,709
1971	0,128	0,267	0,353	0,415	0,481	0,537	0,578	0,617	0,650	0,703
1972	0,128	0,268	0,352	0,411	0,474	0,526	0,569	0,610	0,643	0,696
1973	0,127	0,267	0,352	0,409	0,469	0,517	0,556	0,600	0,635	0,687
1974	0,132	0,277	0,365	0,426	0,486	0,533	0,569	0,611	0,651	0,707
1975	0,139	0,289	0,381	0,444	0,509	0,554	0,589	0,628	0,665	0,727
1976	0,146	0,299	0,390	0,454	0,520	0,569	0,601	0,638	0,671	0,729
1977	0,151	0,310	0,400	0,460	0,527	0,576	0,612	0,644	0,675	0,728
1978	0,156	0,321	0,413	0,470	0,533	0,582	0,617	0,654	0,679	0,730
1979	0,161	0,332	0,429	0,488	0,547	0,591	0,626	0,663	0,693	0,739
1980	0,167	0,350	0,454	0,518	0,579	0,619	0,649	0,686	0,717	0,769
1981	0,168	0,365	0,480	0,549	0,617	0,658	0,682	0,714	0,744	0,798
1982	0,163	0,359	0,488	0,568	0,639	0,685	0,709	0,733	0,757	0,810
1983	0,154	0,335	0,462	0,556	0,636	0,682	0,709	0,733	0,748	0,793
1984	0,150	0,317	0,435	0,530	0,627	0,684	0,713	0,739	0,753	0,789
1985	0,148	0,313	0,416	0,504	0,604	0,682	0,722	0,750	0,768	0,803
1986	0,147	0,308	0,408	0,479	0,570	0,652	0,715	0,755	0,774	0,813
1987	0,144	0,303	0,398	0,466	0,539	0,612	0,679	0,742	0,774	0,814
1988	0,141	0,301	0,398	0,461	0,531	0,586	0,646	0,715	0,772	0,825
1989	0,139	0,296	0,397	0,464	0,529	0,582	0,622	0,685	0,748	0,828
1990	0,139	0,290	0,387	0,459	0,527	0,575	0,613	0,654	0,710	0,796
1991	0,137	0,290	0,381	0,449	0,523	0,574	0,607	0,646	0,680	0,757
1992	0,137	0,286	0,379	0,439	0,510	0,567	0,603	0,636	0,667	0,722
1993	0,137	0,286	0,375	0,439	0,501	0,555	0,598	0,635	0,661	0,712
1994	0,139	0,291	0,380	0,440	0,507	0,552	0,592	0,638	0,668	0,713
1995	0,140	0,297	0,391	0,451	0,514	0,566	0,597	0,640	0,679	0,730
1996	0,140	0,299	0,399	0,464	0,527	0,572	0,611	0,643	0,680	0,741
1997	0,140	0,300	0,402	0,474	0,542	0,587	0,619	0,659	0,685	0,743
1998	0,141	0,301	0,404	0,478	0,554	0,604	0,636	0,668	0,703	0,749
1999	0,140	0,299	0,400	0,475	0,553	0,611	0,647	0,679	0,704	0,760
2000	0,137	0,295	0,396	0,468	0,545	0,606	0,651	0,687	0,711	0,757
2001	0,136	0,290	0,391	0,464	0,540	0,600	0,647	0,693	0,722	0,767
2002	0,135	0,284	0,379	0,452	0,528	0,586	0,632	0,680	0,719	0,769
2003	0,134	0,281	0,371	0,439	0,514	0,573	0,617	0,664	0,705	0,764
2004	0,132	0,278	0,367	0,428	0,498	0,558	0,602	0,647	0,688	0,749
2005	0,132	0,277	0,366	0,426	0,489	0,543	0,590	0,635	0,674	0,735
2006	0,131	0,278	0,367	0,428	0,491	0,538	0,579	0,627	0,667	0,726
2007	0,132	0,277	0,367	0,428	0,492	0,538	0,572	0,614	0,657	0,717
2008	0,134	0,282	0,370	0,435	0,498	0,546	0,579	0,614	0,651	0,714
2009	0,136	0,288	0,379	0,441	0,509	0,556	0,592	0,626	0,655	0,713
2010	0,137	0,290	0,384	0,448	0,512	0,564	0,598	0,635	0,663	0,712
2011	0,138	0,292	0,387	0,454	0,520	0,567	0,606	0,641	0,671	0,720
2012	0,137	0,290	0,386	0,453	0,521	0,571	0,604	0,643	0,672	0,722
2013	0,138	0,291	0,387	0,454	0,524	0,576	0,611	0,645	0,678	0,727
2014	0,140	0,297	0,391	0,460	0,531	0,585	0,624	0,661	0,688	0,742
2015	0,140	0,297	0,395	0,460	0,532	0,587	0,627	0,667	0,697	0,745
2016	0,138	0,294	0,393	0,461	0,529	0,584	0,624	0,665	0,698	0,749
2017	0,137	0,289	0,387	0,458	0,528	0,578	0,619	0,660	0,694	0,747
2018	0,137	0,289	0,384	0,455	0,529	0,583	0,618	0,660	0,695	0,750
2019	0,138	0,289	0,383	0,449	0,524	0,581	0,621	0,658	0,693	0,748
2020	0,140	0,293	0,385	0,451	0,520	0,578	0,622	0,663	0,693	0,749
2021	0,141	0,298	0,391	0,455	0,523	0,576	0,622	0,668	0,702	0,753
2022	0,141	0,298	0,395	0,457	0,523	0,574	0,613	0,660	0,699	0,755

Tableau S11. Poids selon l'âge (kg) des poissons débarqués.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1968	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1969	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1970	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1971	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1972	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1973	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1974	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1975	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1976	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1977	0,123	0,297	0,378	0,435	0,510	0,560	0,628	0,655	0,668	0,730
1978	0,184	0,309	0,410	0,454	0,488	0,540	0,593	0,633	0,690	0,685
1979	0,164	0,246	0,415	0,507	0,531	0,564	0,584	0,654	0,676	0,724
1980	0,202	0,410	0,441	0,522	0,595	0,612	0,636	0,680	0,718	0,737
1981	0,183	0,424	0,549	0,569	0,642	0,665	0,682	0,710	0,754	0,798
1982	0,109	0,389	0,565	0,640	0,708	0,748	0,739	0,755	0,757	0,858
1983	0,133	0,298	0,359	0,479	0,633	0,679	0,768	0,750	0,762	0,778
1984	0,220	0,301	0,434	0,514	0,695	0,725	0,730	0,818	0,788	0,823
1985	0,143	0,346	0,361	0,462	0,583	0,707	0,721	0,717	0,789	0,865
1986	0,158	0,288	0,403	0,414	0,494	0,593	0,754	0,812	0,829	0,853
1987	0,212	0,308	0,410	0,467	0,489	0,574	0,614	0,760	0,913	0,895
1988	0,128	0,359	0,434	0,486	0,527	0,559	0,629	0,714	0,857	0,878
1989	0,156	0,315	0,457	0,534	0,612	0,637	0,661	0,776	0,826	0,907
1990	0,271	0,295	0,400	0,557	0,613	0,638	0,677	0,668	0,721	0,878
1991	0,230	0,327	0,387	0,469	0,582	0,621	0,635	0,709	0,693	0,893
1992	0,163	0,276	0,393	0,446	0,509	0,580	0,611	0,692	0,682	0,709
1993	0,173	0,290	0,374	0,458	0,484	0,540	0,598	0,648	0,690	0,712
1994	0,239	0,345	0,373	0,455	0,535	0,527	0,585	0,634	0,694	0,723
1995	0,198	0,336	0,450	0,476	0,515	0,595	0,602	0,647	0,723	0,793
1996	0,206	0,323	0,445	0,536	0,555	0,601	0,644	0,667	0,716	0,805
1997	0,219	0,351	0,447	0,525	0,593	0,591	0,643	0,743	0,704	0,744
1998	0,155	0,244	0,398	0,505	0,569	0,620	0,658	0,661	0,710	0,714
1999	0,190	0,278	0,408	0,478	0,547	0,602	0,667	0,665	0,708	0,712
2000	0,179	0,294	0,375	0,465	0,552	0,604	0,653	0,726	0,713	0,703
2001	0,151	0,291	0,423	0,486	0,569	0,639	0,686	0,729	0,842	0,774
2002	0,168	0,277	0,379	0,451	0,517	0,605	0,634	0,681	0,692	0,731
2003	0,218	0,311	0,377	0,468	0,532	0,617	0,678	0,709	0,848	0,706
2004	0,202	0,289	0,390	0,479	0,541	0,588	0,655	0,773	0,710	0,681
2005	0,108	0,288	0,366	0,452	0,516	0,596	0,631	0,672	0,730	0,656
2006	0,220	0,316	0,417	0,473	0,529	0,547	0,641	0,708	0,634	0,633
2007	0,207	0,318	0,434	0,502	0,587	0,613	0,676	0,714	0,757	0,693
2008	0,165	0,302	0,423	0,505	0,535	0,613	0,682	0,584	0,706	0,767
2009	0,204	0,318	0,418	0,489	0,578	0,591	0,660	0,619	0,784	0,803
2010	0,085	0,357	0,435	0,500	0,564	0,645	0,651	0,635	0,834	0,705
2011	0,180	0,285	0,412	0,473	0,552	0,566	0,684	0,632	0,676	0,706
2012	0,220	0,338	0,406	0,496	0,552	0,639	0,768	0,648	0,648	0,708
2013	0,176	0,287	0,424	0,470	0,545	0,561	0,641	0,620	0,663	0,708
2014	0,188	0,348	0,427	0,509	0,582	0,691	0,742	0,671	0,678	0,708
2015	0,174	0,283	0,411	0,479	0,575	0,623	0,591	0,487	0,693	0,708
2016	0,147	0,277	0,407	0,484	0,534	0,563	0,597	0,753	0,708	0,708
2017	0,163	0,211	0,334	0,423	0,507	0,532	0,570	0,696	0,722	0,708
2018	0,124	0,175	0,329	0,403	0,520	0,536	0,635	0,638	0,737	0,708
2019	0,126	0,279	0,339	0,372	0,500	0,573	0,613	0,638	0,752	0,708
2020	0,143	0,306	0,387	0,438	0,454	0,540	0,618	0,631	0,773	0,708
2021	0,165	0,269	0,370	0,440	0,496	0,515	0,625	0,572	0,756	0,708
2022	0,126	0,221	0,343	0,424	0,474	0,580	0,574	0,684	0,693	0,708

Tableau S12. Maturité selon l'âge (proportions).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1968	0,296	0,715	0,897	0,954	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1969	0,296	0,710	0,893	0,952	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1970	0,293	0,703	0,888	0,949	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1971	0,287	0,692	0,882	0,946	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1972	0,274	0,676	0,874	0,942	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1973	0,253	0,661	0,869	0,939	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1974	0,229	0,659	0,877	0,944	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1975	0,217	0,688	0,904	0,958	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1976	0,238	0,734	0,929	0,970	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1977	0,287	0,778	0,937	0,973	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1978	0,333	0,810	0,931	0,969	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1979	0,317	0,839	0,928	0,967	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1980	0,250	0,871	0,939	0,972	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1981	0,181	0,874	0,950	0,978	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1982	0,147	0,831	0,951	0,980	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1983	0,145	0,760	0,950	0,981	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1984	0,147	0,712	0,957	0,985	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1985	0,171	0,715	0,967	0,990	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1986	0,217	0,751	0,973	0,993	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1987	0,266	0,802	0,977	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1988	0,304	0,850	0,978	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1989	0,342	0,878	0,975	0,993	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1990	0,391	0,873	0,967	0,990	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1991	0,428	0,845	0,954	0,985	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1992	0,434	0,808	0,942	0,980	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1993	0,420	0,771	0,931	0,975	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1994	0,406	0,742	0,920	0,970	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1995	0,415	0,727	0,910	0,963	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1996	0,453	0,733	0,902	0,957	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1997	0,476	0,751	0,906	0,959	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1998	0,454	0,769	0,920	0,968	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1999	0,415	0,790	0,939	0,979	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2000	0,393	0,819	0,957	0,987	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2001	0,405	0,848	0,970	0,991	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2002	0,409	0,860	0,978	0,993	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2003	0,343	0,847	0,986	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2004	0,228	0,813	0,992	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2005	0,125	0,780	0,996	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2006	0,066	0,772	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2007	0,053	0,783	0,994	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2008	0,087	0,795	0,990	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2009	0,156	0,811	0,985	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2010	0,246	0,834	0,982	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2011	0,320	0,867	0,984	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2012	0,347	0,895	0,989	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2013	0,308	0,896	0,994	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2014	0,238	0,864	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2015	0,162	0,796	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2016	0,096	0,696	0,992	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2017	0,047	0,597	0,988	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2018	0,022	0,555	0,985	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2019	0,019	0,587	0,985	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2020	0,031	0,662	0,988	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2021	0,053	0,736	0,989	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2022	0,081	0,789	0,989	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tableau S13. Fécondité selon l'âge (nombre d'œufs).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1968	261362	359515	468323	544391	600688	647393	680303	724178	738038	806131
1969	260999	359015	467672	543634	599853	646493	679357	723172	737012	805010
1970	260618	358490	466989	542840	598976	645549	678364	722115	735935	803834
1971	260217	357940	466272	542006	598056	644557	677322	721006	734804	802599
1972	259797	357362	465519	541131	597090	643516	676229	719842	733618	801304
1973	259356	356755	464729	540212	596077	642424	675081	718620	732373	799943
1974	258893	356119	463900	539249	595013	641278	673876	717338	731066	798516
1975	258705	355859	463562	538856	594580	640811	673386	716815	730534	797935
1976	258727	355890	463602	538903	594632	640866	673444	716877	730597	798004
1977	258896	356122	463903	539253	595018	641283	673882	717344	731072	798523
1978	259017	356289	464121	539506	595298	641584	674199	717680	731415	798898
1979	259155	356478	464368	539793	595615	641926	674557	718062	731805	799323
1980	259196	356534	464441	539878	595708	642026	674663	718175	731919	799448
1981	259158	356483	464374	539800	595622	641933	674565	718071	731813	799332
1982	259176	356508	464406	539837	595663	641978	674612	718121	731864	799388
1983	259447	356881	464892	540403	596287	642650	675319	718873	732630	800225
1984	259737	357280	465412	541007	596953	643369	676074	719677	733450	801120
1985	260153	357851	466156	541872	597908	644397	677155	720827	734622	802401
1986	260682	358579	467104	542974	599124	645708	678532	722293	736116	804032
1987	261097	359149	467847	543838	600077	646735	679611	723442	737287	805312
1988	261500	359704	468571	544678	601005	647735	680662	724560	738427	806556
1989	261939	360308	469356	545592	602012	648821	681803	725776	739665	807909
1990	262294	360796	469993	546332	602829	649701	682728	726760	740669	809005
1991	262734	361401	470781	547247	603839	650790	683872	727978	741910	810361
1992	263322	362210	471835	548472	605191	652247	685403	729608	743571	812175
1993	264121	363309	473266	550136	607027	654225	687482	731821	745826	814639
1994	264780	364216	474448	551510	608543	655859	689199	733648	747689	816673
1995	265662	365429	476028	553347	610569	658043	691494	736092	750179	819392
1996	266565	366671	477646	555227	612645	660280	693845	738594	752729	822178
1997	267489	367943	479302	557153	614769	662570	696251	741155	755339	825029
1998	268514	369353	481139	559288	617126	665109	698919	743996	758234	828191
1999	269572	370807	483034	561491	619556	667729	701672	746926	761220	831453
2000	270690	372345	485037	563820	622126	670498	704582	750024	764377	834901
2001	271847	373937	487111	566230	624785	673365	707594	753230	767645	838471
2002	272812	375264	488839	568239	627002	675753	710105	755902	770369	841445
2003	273816	376646	490639	570331	629311	678242	712720	758686	773205	844544
2004	274758	377941	492327	572293	631475	680575	715171	761295	775865	847448
2005	275750	379306	494104	574359	633755	683032	717753	764044	778666	850508
2006	276590	380462	495610	576110	635686	685113	719940	766372	781039	853100
2007	277086	381143	496497	577141	636824	686340	721229	767744	782437	854627
2008	277414	381595	497086	577825	637580	687154	722084	768655	783365	855641
2009	277605	381857	497428	578223	638019	687627	722582	769184	783904	856230
2010	277916	382285	497985	578871	638733	688397	723391	770045	784782	857189
2011	278261	382760	498604	579590	639526	689252	724289	771002	785757	858253
2012	278442	383009	498929	579967	639943	689701	724761	771504	786269	858812
2013	278910	383653	499767	580942	641018	690860	725979	772801	787590	860256
2014	279235	384099	500348	581618	641764	691663	726823	773699	788506	861256
2015	279454	384401	500741	582074	642268	692206	727394	774307	789125	861932
2016	279492	384453	500809	582153	642355	692300	727493	774412	789233	862049
2017	279409	384339	500661	581981	642165	692096	727278	774183	788999	861795
2018	279251	384121	500377	581651	641801	691703	726865	773744	788552	861306
2019	279106	383922	500118	581349	641468	691344	726488	773342	788142	860859
2020	278741	383420	499464	580589	640629	690440	725538	772331	787112	859733
2021	278117	382562	498346	579290	639195	688895	723914	770603	785350	857809
2022	277643	381910	497497	578303	638107	687722	722681	769290	784013	856348

Tableau S14. Paramètres estimés du modèle (é-t = écart-type).

<b>Paramètre</b>	<b>Estimation</b>	<b>É-t</b>
$\log q$	0,73	0,04
$\log \sigma_{F_y}$	-0,75	0,06
$\log \sigma_{N_1}^2$	-0,19	0,19
$\log \sigma_{N_2-10}^2$	-0,92	0,08
$\log \sigma_{caa_1}^2$	0,6	0,08
$\log \sigma_{caa_{2,8,9}}^2$	-0,24	0,11
$\log \sigma_{caa_{2-7}}^2$	-0,69	0,07
$\log \sigma_5^2$	-0,41	0,06
$\log \alpha$	1,03	0,24
$\log \beta$	-11,88	0,57
$\text{logitSel}_1$	-2,21	0,18
$\text{logitSel}_2$	-0,85	0,16
$\text{logitSel}_3$	0,19	0,16
$\text{logitSel}_4$	1,03	0,31

Tableau S15. Résumé des estimations du modèle indiquant la biomasse du stock reproducteur (BSR) en tonnes au 1er janvier (BSR0) et aux 1er juin (BSR), le recrutement selon l'âge (Recr.), le taux instantané moyen de la mortalité par la pêche des poissons pleinement sélectionné par la pêche ( $F_{5-10}$  ou F), le point de référence limite (PRL) et la BSR par rapport au PRL (BSR/PRL).

Année	BSR0	BSR	Recr.	F	PRL	BSR/PRL
1969	406549	353083,5	146683,5	0,14	42449,67	8,32
1970	371623,9	322751,4	263498,6	0,14	42449,67	7,6
1971	324098	281475,6	110159	0,15	42449,67	6,63
1972	267047,8	231928,2	169248,3	0,17	42449,67	5,46
1973	203352,5	176609,5	245333,8	0,31	42449,67	4,16
1974	191124	165989,1	378385,4	0,44	42449,67	3,91
1975	200909,7	174487,9	539011	0,39	42449,67	4,11
1976	269290,7	233876,1	285309,8	0,31	42449,67	5,51
1977	307283,6	266872,5	114748,7	0,23	42449,67	6,29
1978	277800,1	241266,4	147912,2	0,23	42449,67	5,68
1979	229290,8	199136,6	200702	0,25	42449,67	4,69
1980	196039,4	170258,1	65413,71	0,28	42449,67	4,01
1981	155272,2	134852,2	215432	0,31	42449,67	3,18
1982	148990,1	129396,3	431715,7	0,32	42449,67	3,05
1983	208866,9	181398,7	974763,4	0,26	42449,67	4,27
1984	394550,4	342662,8	119310	0,2	42449,67	8,07
1985	525735,8	456596	386260,7	0,2	42449,67	10,76
1986	498111	432604	182562,6	0,19	42449,67	10,19
1987	441535,3	383468,7	157658,2	0,18	42449,67	9,03
1988	391725	340209	528291,8	0,17	42449,67	8,01
1989	418101,7	363116,9	515835,3	0,16	42449,67	8,55
1990	433901,8	376839,1	230569,8	0,19	42449,67	8,88
1991	380682,6	330618,8	285107,7	0,22	42449,67	7,79
1992	328682,9	285457,6	226185,9	0,26	42449,67	6,72
1993	264303,3	229544,6	59164,03	0,29	42449,67	5,41
1994	203660,3	176876,8	190160,2	0,38	42449,67	4,17
1995	160270,9	139193,6	203279,3	0,4	42449,67	3,28
1996	142321	123604,2	182644,1	0,59	42449,67	2,91
1997	124561,3	108180,2	233169,6	0,81	42449,67	2,55
1998	110000,7	95534,42	108407,4	0,99	42449,67	2,25
1999	87864,55	76309,42	123908,3	1,24	42449,67	1,8
2000	78039,67	67776,62	393781,9	1,32	42449,67	1,6
2001	111509,1	96844,42	97525,33	0,99	42449,67	2,28
2002	163247,2	141778,5	105526,7	0,79	42449,67	3,34
2003	169245,1	146987,6	254557,7	0,76	42449,67	3,46
2004	163368,8	141884	404847,9	0,87	42449,67	3,34
2005	163831,7	142286,1	181911,3	1,05	42449,67	3,35
2006	136916	118910,1	322497,8	1,15	42449,67	2,8
2007	130329,6	113189,9	88896,85	1,11	42449,67	2,67
2008	101280	87960,59	184925,8	1,05	42449,67	2,07
2009	87127,01	75668,88	188133,1	1,45	42449,67	1,78
2010	67957,69	59020,52	47629,07	2,03	42449,67	1,39
2011	35101,61	30485,38	116291	2,16	42449,67	0,72
2012	31358,51	27234,53	68394,96	1,58	42449,67	0,64
2013	34631,86	30077,4	53494,85	1,25	42449,67	0,71
2014	34302,55	29791,4	71764,34	1,05	42449,67	0,7
2015	31883,82	27690,76	95754,25	1,05	42449,67	0,65
2016	33559,6	29146,16	172155,8	1,03	42449,67	0,69
2017	48183,83	41847,14	38444,94	1,03	42449,67	0,99
2018	51098,17	44378,21	69146,36	0,93	42449,67	1,05
2019	38424,72	33371,46	29826,51	0,95	42449,67	0,79
2020	27570,84	23944,98	40726,63	0,93	42449,67	0,56
2021	19436,13	16880,07	51982,29	0,78	42449,67	0,4
2022	20321,11	17648,67	39919,26	0,42	42449,67	0,42

Tableau S16. Estimation du nombre selon l'âge (en milliers de poissons).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1969	146,68	879,59	274,22	41,31	12,06	12,16	20,59	9,42	6,19	129,27
1970	263,5	100,34	632,89	139,54	30,47	7,44	7,98	16,65	8,16	67,47
1971	110,16	171,15	62,57	446,98	76,83	21,45	5,48	6,81	11,27	43,1
1972	169,25	59,72	102,54	64,69	259,33	46,45	21,46	1,99	4,19	43,43
1973	245,33	159,25	62,44	68,79	57,88	114,48	31,34	12,9	1,7	13,49
1974	378,39	172,07	117,19	50,01	46,97	39,11	51,9	14,17	6,13	6,8
1975	539,01	306,56	97,94	61,78	28,93	28,79	21,96	20,58	5,56	4,76
1976	285,31	475,02	226,63	52,46	29,57	14,91	16,22	11,16	8,74	4,56
1977	114,75	221,05	381,05	137,47	30,02	15,77	8,82	9,28	5,6	6,31
1978	147,91	65,92	145,04	252,84	94,28	23,05	10,82	5,64	5,64	5,75
1979	200,7	109,59	35,72	79,54	140,24	62,08	18,53	7,24	3,77	5,89
1980	65,41	132,6	63,29	25,54	47,26	76,78	35,43	11,18	4,68	5,37
1981	215,43	40,23	83,04	27,24	17,46	31,38	43,68	18,64	6,61	4,96
1982	431,72	146,33	23,43	41,6	8,35	9,97	19,09	29,71	9,7	7,57
1983	974,76	353,95	98,87	13,82	19,41	3,72	3,78	9,48	18,13	10,06
1984	119,31	983,28	268,35	30,61	5,99	10,6	2,15	2,17	6,63	29,35
1985	386,26	87,33	943,92	163,81	12,9	3,62	7,13	1,58	1,32	21,61
1986	182,56	275,44	78,45	668,77	104,72	7,49	2,9	3,63	0,98	11,3
1987	157,66	115,97	154,03	51,55	495,28	73,29	4,35	2,21	1,91	6,92
1988	528,29	96,87	58,7	66,11	32,62	401,55	46,66	2,81	1,43	6,35
1989	515,84	400,75	57,86	31,48	31,32	17,35	324,1	26,06	1,89	6,05
1990	230,57	417,95	250,45	34,7	19,66	19,52	12,4	248,38	15,66	4,17
1991	285,11	167,26	323,48	153,32	19,56	11,69	13,37	9,2	145,35	10,25
1992	226,19	208,46	99,63	232,9	98,77	13,12	6,39	8,06	5,53	84,23
1993	59,16	150,04	131,3	56,72	168,21	63,73	8,74	3,94	4,33	38,57
1994	190,16	33,37	119,13	92,59	28,52	99,67	33,85	4,78	2,26	14,7
1995	203,28	127,63	17,5	73,67	53,7	14,27	50,91	16,92	2,34	5,75
1996	182,64	137,01	74,62	9,09	39,05	32,47	7,16	29,4	7,33	3,25
1997	233,17	127,95	82,23	34,17	4,23	17,51	14,08	2,9	12,92	3,58
1998	108,41	167,35	69,11	41,23	13,69	1,5	6,22	4,93	0,93	4,23
1999	123,91	68,63	94,74	31,63	15,54	3,86	0,55	1,68	1,33	1,03
2000	393,78	78,63	32,41	36,96	9,06	4	0,71	0,13	0,37	0,41
2001	97,53	311,37	42,21	12,43	11,16	1,83	0,82	0,13	0,03	0,1
2002	105,53	64,54	336,98	24,41	5,48	4,1	0,55	0,16	0,02	0,03
2003	254,56	66,04	39,34	267,76	14,85	2,48	2,04	0,2	0,03	0,01
2004	404,85	193,32	37,51	22,18	160,62	5,53	1,21	0,81	0,05	0,01
2005	181,91	305,51	115,08	18,21	10,43	70,78	2,12	0,36	0,13	0,02
2006	322,5	116,87	182,01	53,8	7,5	3,6	23,2	0,58	0,09	0,02
2007	88,9	224,03	66,76	99,35	15,91	2,15	1,09	7,42	0,08	0,02
2008	184,93	52,16	138,22	29,93	40,14	3,36	0,58	0,25	2,25	0,02
2009	188,13	119,71	24,8	69,48	11,33	14,99	0,76	0,12	0,05	0,95
2010	47,63	116,51	54,56	7,4	21,12	2,25	3,29	0,17	0,01	0,17
2011	116,29	22,23	44,7	10,7	0,98	2,81	0,24	0,3	0,02	0,02
2012	68,39	73,04	7,96	11,5	1,3	0,09	0,25	0,02	0,02	0
2013	53,49	51,34	42,5	2,07	2,91	0,21	0,01	0,03	0	0
2014	71,76	35,84	34,55	18,8	0,67	0,4	0,02	0	0,01	0
2015	95,75	49,66	19,97	15,48	5,27	0,28	0,05	0,01	0	0
2016	172,16	66,45	24,24	9,1	5,7	1,68	0,06	0,01	0	0
2017	38,44	144,48	40,09	10,05	3,23	1,86	0,46	0,01	0	0
2018	69,15	26,36	93,84	18,34	3,7	0,88	0,51	0,06	0	0
2019	29,83	49,44	22,35	38,56	6,13	1,24	0,27	0,16	0,01	0
2020	40,73	18,13	28,77	9,84	13,61	1,83	0,46	0,07	0,03	0
2021	51,98	26,36	9,96	12,06	3,55	2,86	0,44	0,18	0,03	0,01
2022	39,92	37,27	15,07	3,96	3,82	1,33	0,83	0,1	0,07	0,02

Tableau S17. Estimation de la mortalité par la pêche selon l'âge.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1969	0,01	0,04	0,08	0,11	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1970	0,01	0,04	0,08	0,11	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1971	0,02	0,05	0,08	0,11	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1972	0,02	0,05	0,09	0,13	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
1973	0,03	0,09	0,17	0,23	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
1974	0,04	0,13	0,24	0,33	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
1975	0,04	0,12	0,22	0,29	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39
1976	0,03	0,09	0,17	0,23	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
1977	0,02	0,07	0,12	0,17	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
1978	0,02	0,07	0,12	0,17	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
1979	0,03	0,08	0,14	0,19	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
1980	0,03	0,09	0,16	0,21	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28
1981	0,03	0,09	0,17	0,23	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
1982	0,03	0,1	0,18	0,24	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32
1983	0,03	0,08	0,14	0,19	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
1984	0,02	0,06	0,11	0,15	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1985	0,02	0,06	0,11	0,15	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1986	0,02	0,06	0,1	0,14	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19
1987	0,02	0,05	0,1	0,13	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
1988	0,02	0,05	0,09	0,13	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
1989	0,02	0,05	0,09	0,12	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
1990	0,02	0,06	0,1	0,14	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19
1991	0,02	0,07	0,12	0,16	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
1992	0,03	0,08	0,14	0,19	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
1993	0,03	0,09	0,16	0,22	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29
1994	0,04	0,11	0,21	0,28	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38
1995	0,04	0,12	0,22	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
1996	0,06	0,18	0,32	0,44	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59	0,59
1997	0,08	0,24	0,44	0,6	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81
1998	0,1	0,3	0,54	0,73	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
1999	0,12	0,37	0,68	0,91	1,24	1,24	1,24	1,24	1,24	1,24
2000	0,13	0,39	0,72	0,97	1,32	1,32	1,32	1,32	1,32	1,32
2001	0,1	0,3	0,54	0,73	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
2002	0,08	0,24	0,43	0,59	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79
2003	0,08	0,23	0,42	0,56	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76
2004	0,09	0,26	0,47	0,64	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87
2005	0,1	0,32	0,58	0,78	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
2006	0,11	0,34	0,63	0,84	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15
2007	0,11	0,33	0,61	0,82	1,11	1,11	1,11	1,11	1,11	1,11
2008	0,1	0,32	0,57	0,77	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
2009	0,14	0,44	0,79	1,07	1,45	1,45	1,45	1,45	1,45	1,45
2010	0,2	0,61	1,11	1,5	2,03	2,03	2,03	2,03	2,03	2,03
2011	0,21	0,65	1,18	1,59	2,16	2,16	2,16	2,16	2,16	2,16
2012	0,16	0,48	0,87	1,17	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58	1,58
2013	0,12	0,38	0,68	0,92	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25
2014	0,1	0,31	0,57	0,77	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
2015	0,1	0,31	0,57	0,77	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
2016	0,1	0,31	0,56	0,76	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03
2017	0,1	0,31	0,56	0,76	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03
2018	0,09	0,28	0,51	0,69	0,93	0,93	0,93	0,93	0,93	0,93
2019	0,09	0,29	0,52	0,7	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95
2020	0,09	0,28	0,51	0,69	0,93	0,93	0,93	0,93	0,93	0,93
2021	0,08	0,23	0,43	0,58	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78
2022	0,04	0,13	0,23	0,31	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42

---

## FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

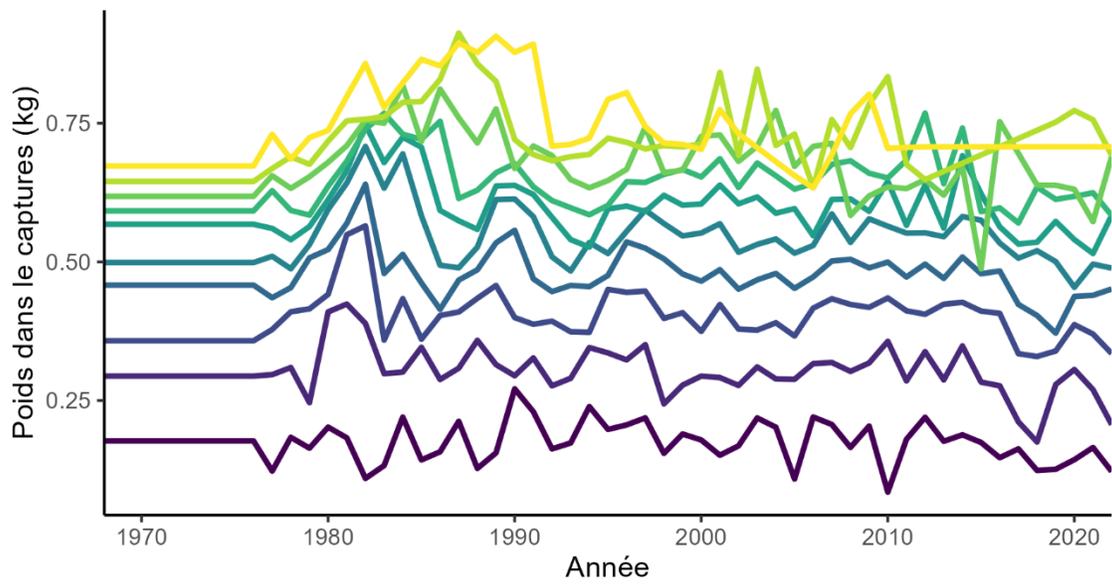


Figure S1. Poids selon l'âge (kg) des poissons dans les débarquements.

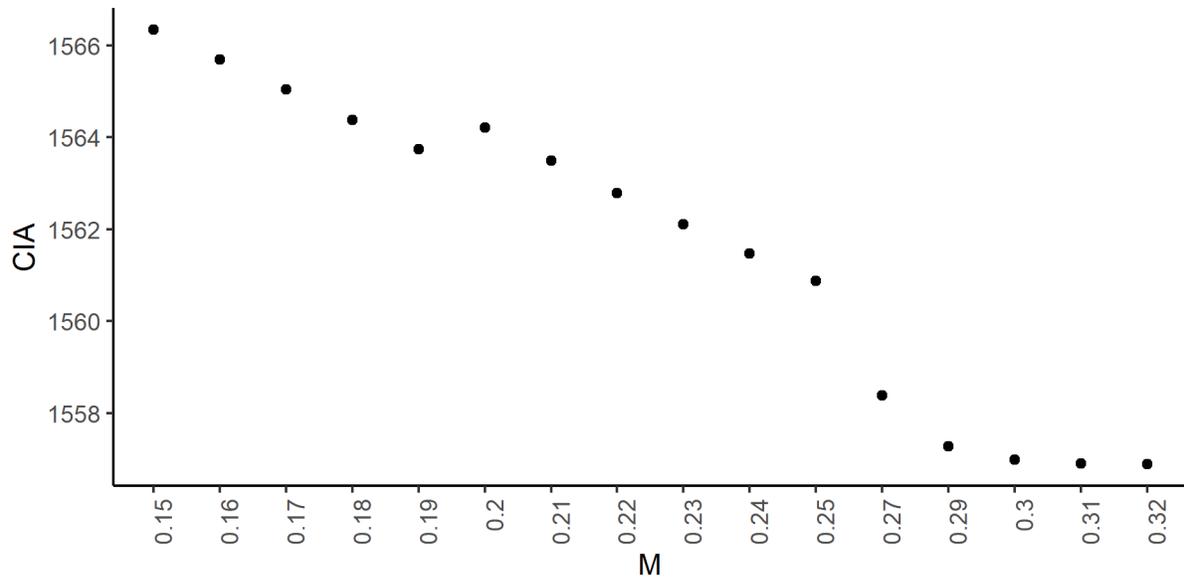


Figure S2. Ajustement du modèle (CIA) en fonction de la mortalité naturelle invariable selon le temps et l'âge (M).

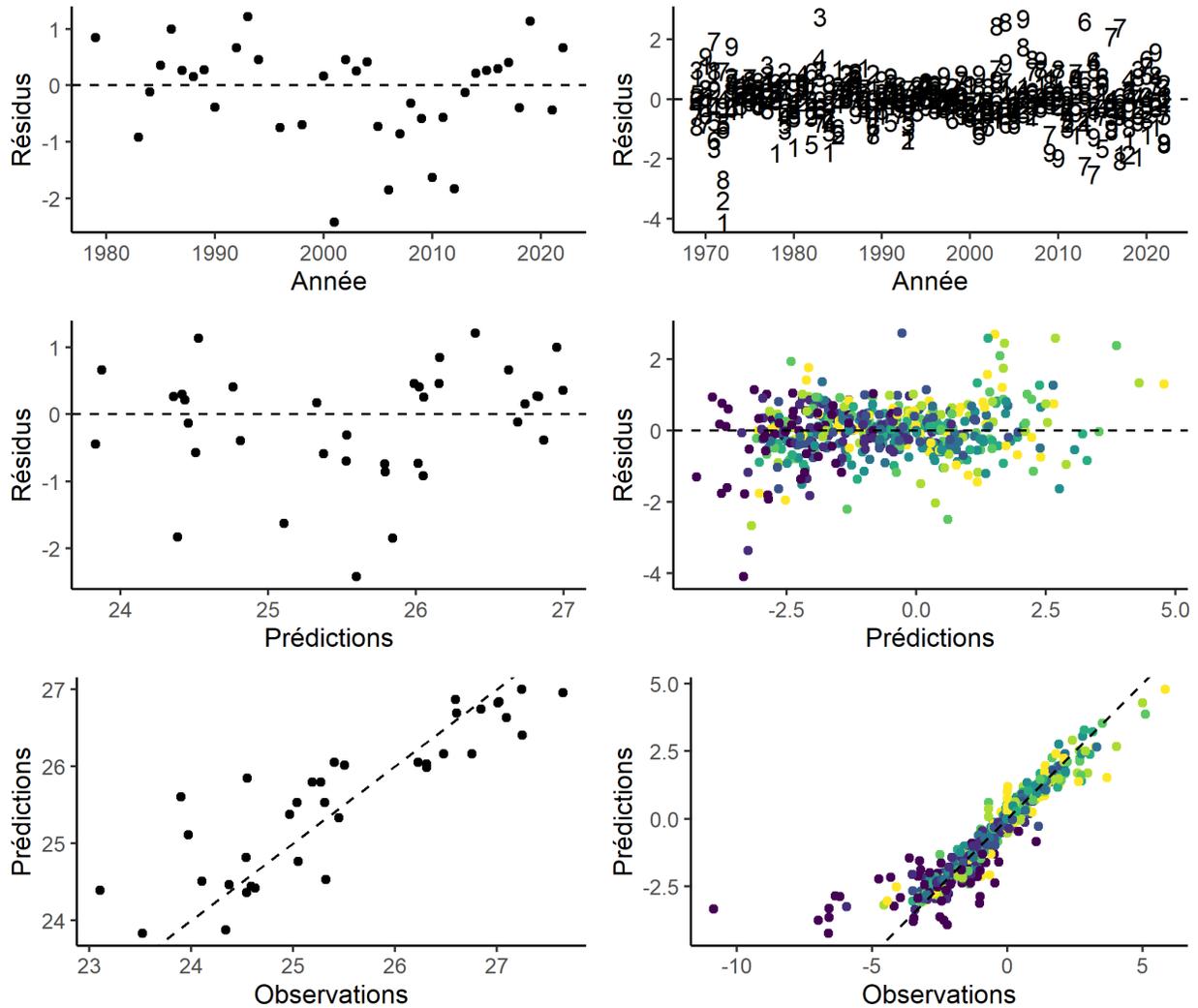


Figure S3. Diagrammes des résidus du modèle pour l'indice de la production totale d'œufs (colonne de gauche) et débarquements selon l'âge (colonne de droite). La ligne du haut montre les résidus normalisés en fonction des valeurs prédites, la ligne du centre montre les résidus normalisés en fonction des valeurs prédites et la ligne du bas montre les valeurs prédites en fonction des valeurs observées. Les nombres et les couleurs dans les diagrammes des débarquements selon l'âge (colonne de droite) indiquent les classes d'âge de 1 à 10+ (de jeune en violet à vieux en jaune).

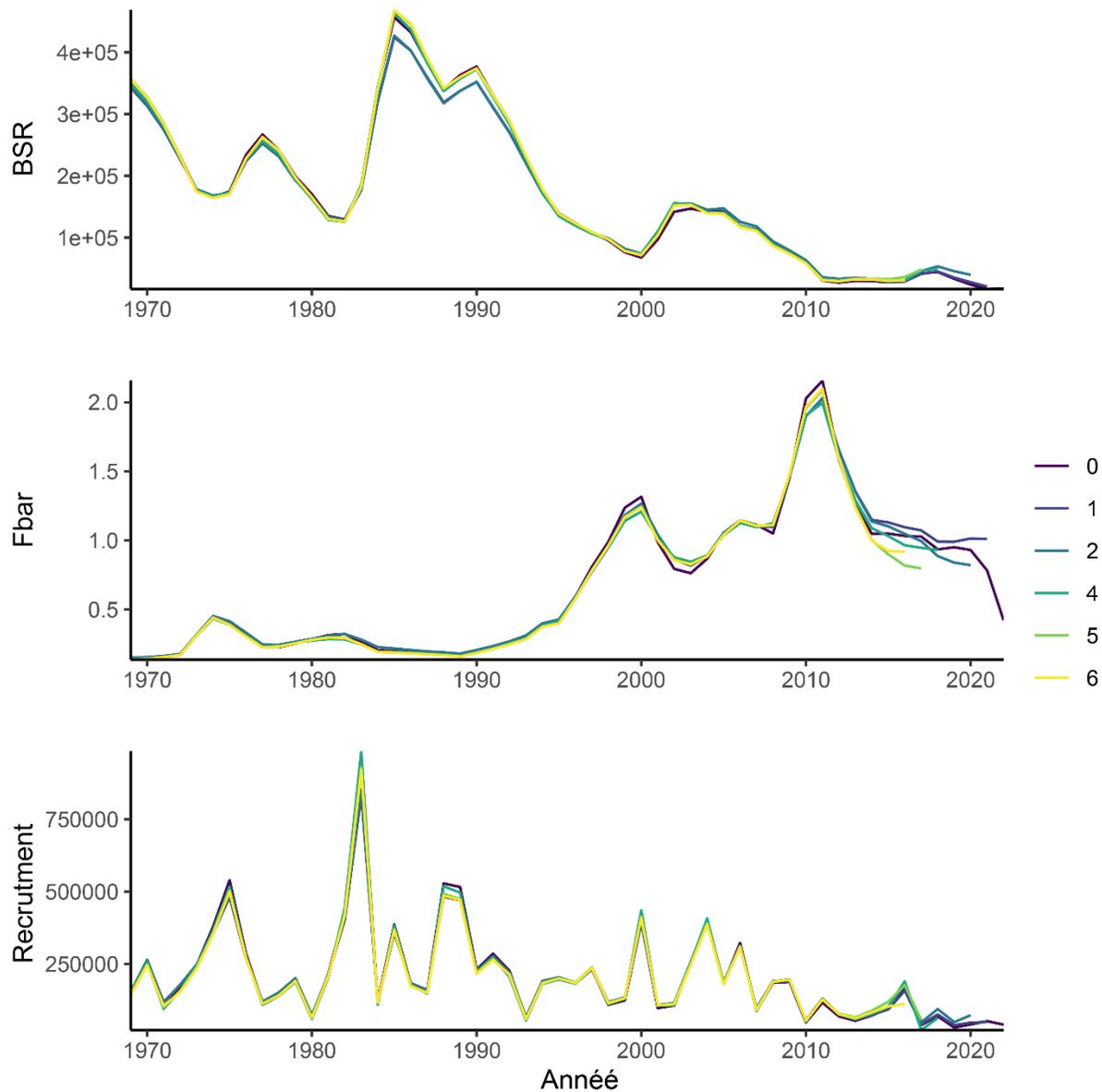


Figure S4. Diagrammes rétrospectifs pour la biomasse du stock reproducteur de juin (BSR en kg; ligne du haut); le taux de mortalité instantanée par la pêche  $F_{\bar{5}-10}$ ; (ligne du centre) et le recrutement (en milliers; ligne du centre). Chaque enveloppe est d'une couleur différente.

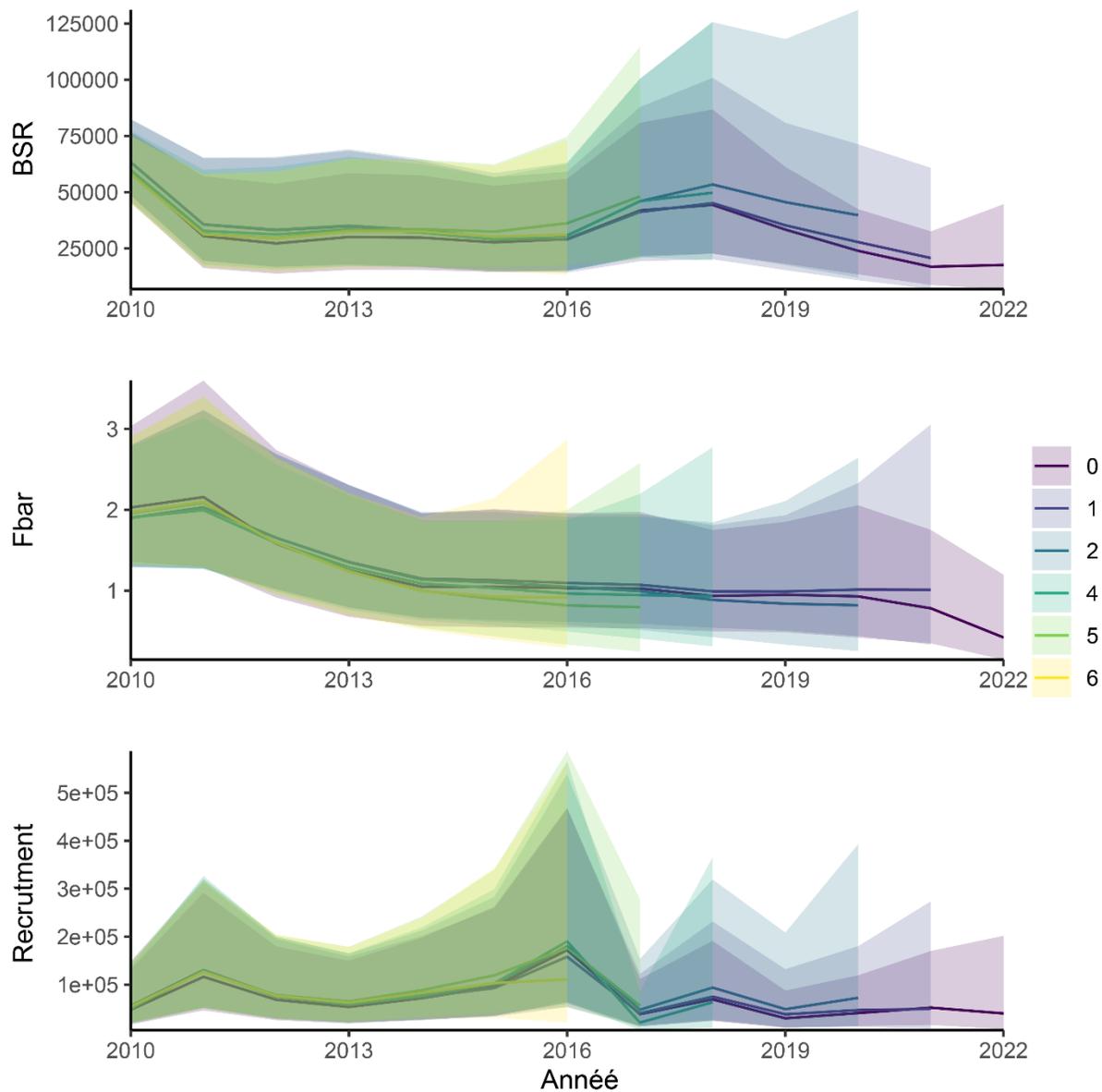


Figure S5. Diagrammes rétrospectifs pour la période récente (2010-2022) avec un intervalle de confiance à 95 % pour la biomasse du stock reproducteur de juin (BSR en kg; ligne du haut); le taux de mortalité instantanée par la pêche  $F_{\overline{5-10}}$ ; ligne du centre) et le recrutement (en milliers; ligne du centre). Chaque enveloppe est d'une couleur différente.

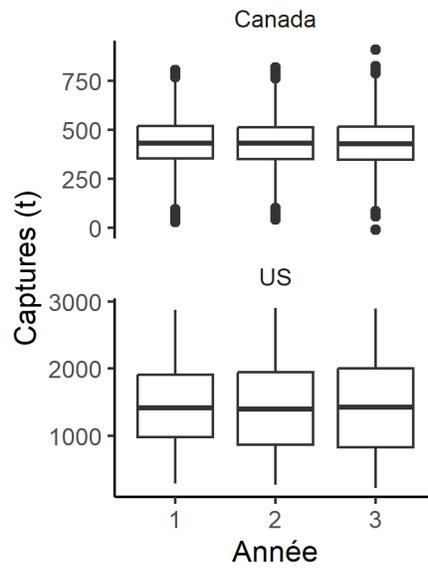


Figure S6. Diagrammes de quartiles des prises présumées non comptabilisées sur les trois prochaines années (de 2023 à 2025), pour le Canada (graphique du haut, limité à la pêche récréative) et les États-Unis (graphique du bas).

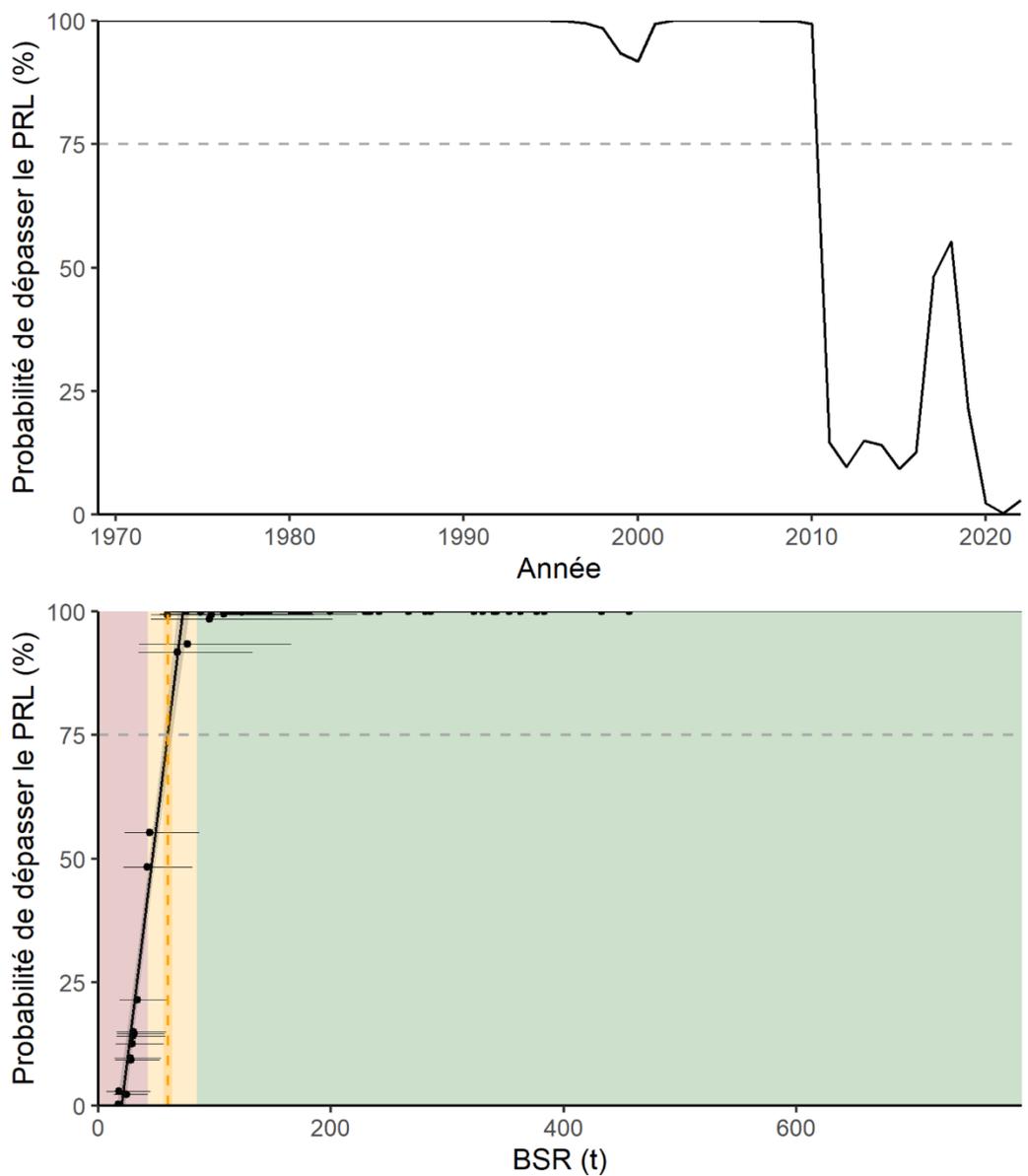


Figure S7. Probabilité de dépasser le point de référence limite (PRL) dans le temps (panneau supérieur) et en fonction de la biomasse du stock reproducteur estimée en juin (BSR, panneau inférieur). La ligne verticale orange indique la BSR associée à une probabilité de 75 % de dépasser le PRL (estimations passées).