



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 2024/072

Région du Pacifique

État du stock et rendement de la procédure de gestion pour la pêche de la morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*) en Colombie Britannique en 2022 2023

S.D.N. Johnson¹, S.P. Cox¹, K.R. Holt², L.C. Lacko², A.R. Kronlund³, et C.N. Rooper⁴

¹Landmark Fisheries Research
213 – 2414, rue St Johns
Port Moody, C.-B. V3H 3V3

²Pêches et Océans Canada
Institut des sciences de la mer
9860, chemin West Saanich
Sidney (C.-B.) V8L 5T5

³Interface Fisheries Research
Unit 30, 4300 Stoneywood Lane
Victoria, BC, V8X 5A5

⁴Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



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

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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-73850-5 N° cat. Fs70-5/2024-072F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Johnson, S.D.N., Cox, S.P., Holt, K.R., Lacko, L.C., Kronlund, A.R. et Rooper, C.N. 2025. État du stock et rendement de la procédure de gestion pour la pêche de la morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*) en Colombie Britannique en 2022 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/072. vi + 144 p.

Also available in English :

Johnson, S.D.N., Cox, S.P., Holt, K.R., Lacko, L.C., Kronlund, A.R. and Rooper, C.N. 2025. Stock Status and Management Procedure Performance for the BC Sablefish (*Anoplopoma fimbria*) Fishery for 2022/23. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/072. iv + 132 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	vi
1. INTRODUCTION	1
1.1. APERÇU DU SYSTÈME DE GESTION DE LA MORUE CHARBONNIÈRE	1
1.2. OBJECT DU PRÉSENT DOCUMENT	2
2. MÉTHODES.....	3
2.1. MODELE OPERATIONNEL STATISTIQUE A DEUX SEXES DES PRISES SELON L'AGE OU LA LONGUEUR.....	4
2.1.1. Croissance et maturité	5
2.1.2. Sélectivité.....	5
2.1.3. Dynamique de l'état	6
2.1.4. Modèles des observations	6
2.1.5. Fonction objective et optimisation	8
2.1.6. Analyses de transition et de rapprochement.....	11
2.1.7. Analyse rétrospective.....	12
2.1.8. Scénarios de modèle opérationnel.....	12
2.1.9. Analyse de la perte de rendement due à la mortalité par rejet	13
2.2. CADRE DE SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE	13
2.2.1. Objectifs et mesures de rendement pour la morue charbonnière	14
2.2.2. Modèle opérationnel.....	15
2.2.3. Procédure de gestion de la morue charbonnière	15
2.2.4. Simulations de rétroaction en boucle fermée.....	16
2.2.5. Procédures de gestion	17
2.3. PRISE EN COMPTE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES	17
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	18
3.1. AJUSTEMENTS DU MODÈLE OPÉRATIONNEL, ÉTAT DU STOCK ET POINTS DE RÉFÉRENCE	18
3.1.1. Ajustement du modèle opérationnel de base aux données	18
3.1.2. Dynamique historique et points de référence.....	20
3.1.3. Analyses de transition et de rapprochement.....	20
3.1.4. Analyse rétrospective.....	21
3.1.5. Comparaison des modèles opérationnels de l'ensemble de référence	21
3.1.6. Perte de rendement attribuable à la mortalité par rejet.....	22
3.1.7. État du stock	22
3.2. RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION.....	24
3.3. PRISE EN COMPTE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES	26
4. CONCLUSIONS.....	26
4.1. TRANSITION VERS UN MODÈLE OPÉRATIONNEL RÉVISÉ POUR LA MORUE CHARBONNIÈRE	26
4.2. ÉTAT DU STOCK DE MORUE CHARBONNIÈRE EN 2022	26

4.3. RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION.....	27
4.4. CONSIDÉRATIONS ENVIRONNMENTALES.....	27
4.5. PRÉCAUTION DANS LE SYSTÈME DE GESTION DE LA MORUE CHARBONNIÈRE	28
4.6. LIMITES ACTUELLES	30
4.7. RECOMMANDATIONS QUANT À L'ORIENTATION DES FUTURES RECHERCHES .	31
5. REMERCIEMENTS	34
6. RÉFÉRENCES CITÉES	35
7. TABLEAUX	41
8. FIGURES	57
ANNEXE A. HISTORIQUE DE GESTION ET DES PRISES	78
A.1. HISTORIQUE DE GESTION	78
A.1.1. Historique du processus d'ESG de la morue charbonnière.....	79
A.1.2. Élaboration du modèle opérationnel de la morue charbonnière	79
A.2. DONNÉES SUR LES PRISES.....	83
A.2.1. Prises conserves	84
A.2.2. Prises remises à l'eau.....	88
A.3. REPARTITION DES PRISES	89
A.3.1. Répartition spatiale	89
A.3.2. Répartition de la profondeur	91
APPENDIX B. INDICES DU STOCK	95
B.1. INDICE DE LA PECHE COMMERCIALE AU PIEGE DE LA MORUE CHARBONNIERE	95
B.2. RELEVÉ NORMALISÉ AU PIÈGE.....	97
B.3. RELEVÉ ALÉATOIRE STRATIFIÉ AU PIÈGE	100
B.4. SOURCES DE RELEVES NON UTILISEES	102
APPENDIX C. ANALYSES DE TRANSITION ET DE RAPPROCHEMENT DU MODÈLE OPÉRATIONNEL.....	103
C.1. MÉTHODES	103
C.2. RÉSULTATS.....	104
C.2.1. Comparaison des modèles opérationnels	104
C.2.2. Mises à jour des données de 2028 à 2018.....	106
C.2.3. Comparaison du rendement des PG	106
APPENDIX D. DIAGNOSTICS DU MODÈLE OPÉRATIONNEL	116
D.1. MÉTHODES	116
D.1.1. Qualité de l'ajustement	116
D.1.2. Analyses de sensibilité	116
D.2. RÉSULTATS.....	117
D.2.1. Convergence et qualité de l'ajustement	117
D.2.2. Analyses de sensibilité	117

APPENDIX E. MODÈLE DE PRODUCTION ÉTAT-ESPACE POUR LA MORUE CHARBONNIÈRE	122
E.1. FONCTION DE VRAISEMBLANCE.....	123
E.2. DISTRIBUTIONS A PRIORI	123
APPENDIX F. PRISE EN COMPTE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES.....	126
F.1. RÉSUMÉ DES RECHERCHES PRÉCÉDENTES	126
F.1.1. Facteurs environnementaux du recrutement de la morue charbonnière	126
F.1.2. Effets des changements environnementaux sur l'abondance et la répartition.....	129
F.2. ENQUÊTES PRELIMINAIRES POUR LA MORUE CHARBONNIERE DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE EN 2022.....	130
F.2.1. Caractérisation de la dynamique de la population de morue charbonnière.....	130
F.2.2. Caractérisation des écosystèmes de la morue charbonnière	130
F.2.3. Analyses graphiques exploratoires	133
F.3. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS POUR LES TRAVAUX DE RECHERCHE A VENIR	135
APPENDIX G. AJUSTEMENTS ANNUELS AUX DONNÉES DE COMPOSITION	137

RÉSUMÉ

La pêche de la morue charbonnière en Colombie-Britannique est gérée depuis 2011 au moyen d'une stratégie de pêche mise à l'essai par simulation. Le modèle opérationnel utilisé pour produire des données simulées sur le stock et la pêche est révisé à intervalles réguliers afin de refléter les nouvelles données et hypothèses au sujet du système de gestion. Le présent article vise à décrire en détail la migration du modèle opérationnel de la morue charbonnière (MO-MCH) du langage *AD model builder* (ADMB) non pris en charge vers le langage de pointe *Template Model Builder* (TMB). Nous présentons en détail des analyses de transition et de rapprochement rigoureuses entre les données et les hypothèses de 2018 et de 2021, ainsi que des essais par rapport à plusieurs sensibilités, y compris les hypothèses du modèle relativement aux remises à l'eau, les pondérations de vraisemblance de la composition selon l'âge et les distributions a priori des principaux paramètres. Parallèlement, nous faisons également passer de l'ADMB au TMB le modèle de production de Schaefer utilisé pour estimer la biomasse et les points de contrôle opérationnels dans le cadre de la procédure de gestion (PG) de la morue charbonnière, et évaluons de nouveau le rendement de la PG mise à jour par rapport aux objectifs opérationnels de la pêche.

La biomasse, la productivité et l'état du stock de morue charbonnière en 2022, estimés à partir d'un ensemble de cinq hypothèses de l'« ensemble de référence » du MO-MCH, indiquent que le stock n'est pas actuellement soumis à une surpêche. La biomasse reproductrice au début de 2022 est d'environ 132 % de la biomasse optimale B_{RMD} , et le taux d'exploitation de 2021 est d'environ 71 % de U_{RMD} , la dynamique récente étant alimentée par l'arrivée de trois grandes classes d'âge. Les estimations des écarts de recrutement par rapport à l'hypothèse de base du MO-MCH sont comparées aux indices environnementaux, mais aucune relation significative ne se dégage, ce qui indique qu'un projet de recherche approfondie peut être nécessaire pour déterminer s'il existe un lien qui aurait des répercussions sur la formulation du modèle opérationnel ou la conception de la procédure de gestion. Enfin, toutes les PG de la morue charbonnière mises à l'essai, y compris la PG du statu quo ayant un taux d'exploitation de 5,5 %, atteignent les objectifs de conservation de la biomasse et les objectifs cibles dans l'ensemble de référence des modèles opérationnels, ce qui satisfait aux exigences de la politique de l'approche de précaution du Canada en matière de pêche pour la gestion par points de référence.

1. INTRODUCTION

1.1. APERÇU DU SYSTÈME DE GESTION DE LA MORUE CHARBONNIÈRE

Pêches et Océans Canada (MPO) et l'industrie de la pêche de la morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*) en Colombie-Britannique collaborent à un processus d'évaluation des stratégies de gestion (ESG) visant à élaborer et à mettre en œuvre une stratégie de pêche transparente et durable. Le système de gestion de la morue charbonnière (SGMC) constitue une approche adaptative dans laquelle trois piliers de la science – les hypothèses, les données empiriques et la simulation – jouent un rôle dans la définition des objectifs de gestion et l'évaluation du rendement de la gestion par rapport à ces objectifs. La durabilité de la stratégie de pêche est déterminée en évaluant les procédures de gestion de recharge par rapport aux objectifs opérationnels de pêche lorsqu'elles sont appliquées aux données de pêche simulées. Ces données sont générées par des modèles opérationnels (MO) qui représentent un éventail d'hypothèses au sujet de la dynamique incertaine du stock et des pêches de la morue charbonnière. La principale tactique de contrôle du résultat de la pêche à la morue charbonnière est un total autorisé des captures (TAC) annuel qui a été guidé par une PG mise à l'essai par simulation depuis 2011 (Cox *et al.* 2011; MPO 2011).

L'approche d'ESG dirigée par les intervenants tente de saisir l'ensemble du processus qui donne lieu à une limite de capture recommandée. Les essais visent à vérifier que l'application de la PG n'entraînera pas de problèmes majeurs, même si les hypothèses principales concernant la ressource (p. ex. biomasse, productivité) et la pêche (p. ex. sélectivité, précision de la surveillance des rejets) sont erronées. Par conséquent, chaque MO doit d'abord reconstituer un historique du stock conforme aux données observées et aux perceptions actuelles au sujet de son abondance et de sa dynamique. Deuxièmement, chacun doit également projeter dans l'avenir des données de surveillance simulées du stock et de la pêche qui reflètent vraisemblablement les réactions du stock et du système de surveillance à l'exploitation. La simulation des résultats en matière de conservation et de rendement découlant des projections à moyen et à long terme fournit une base pour choisir entre différentes options de gestion. Les résultats à court terme donnent une indication des conséquences immédiates de l'application de la PG, y compris les rendements attendus. Le SGMC actuel est défini par les quatre composantes suivantes :

1. Des objectifs opérationnels de la pêche utilisés pour évaluer l'acceptabilité des autres procédures de gestion.
2. Une procédure de gestion qui comporte ces éléments :
 - a. Des données – total des prises débarquées et trois indices d'abondance,
 - b. Une méthode d'évaluation – un modèle de production état-espace de Schaefer calibré,
 - c. Une règle de contrôle des prises rectilinéaire définie à l'aide des valeurs de la B_{RMD} estimées annuellement à partir du modèle de production ainsi que de l'estimation de la biomasse des poissons de taille réglementaire et du taux de mortalité cible de la pêche. Ce dernier est obtenu en calibrant la PG pour atteindre les objectifs définis;
3. Un essai de simulation du rendement de la PG par rapport aux objectifs de pêche sur des modèles opérationnels représentant des hypothèses sélectionnées sur la dynamique du stock de morue charbonnière;
4. L'application et la surveillance de la PG utilisée.

Dans le présent document, nous révisons le modèle opérationnel utilisé pour la composante (3). Les modèles opérationnels de la morue charbonnière sont mis à jour tous les quatre à cinq ans afin d'intégrer de nouvelles données et hypothèses concernant la dynamique du stock et des pêches. Ils sont ensuite utilisés pour les essais de simulation et le choix d'une PG qui servira à recommander une limite annuelle des prises pour le reste du cycle. L'annexe A présente un historique de l'élaboration d'un modèle opérationnel pour la morue charbonnière de la Colombie-Britannique.

1.2. OBJET DU PRÉSENT DOCUMENT

Le but principal de ce document est de réviser le modèle opérationnel de la morue charbonnière (MO-MCH) et de le mettre à jour avec les nouvelles données allant jusqu'à la fin de 2021. La structure révisée du modèle permet de tenir compte d'un plus grand nombre de données possibles (p. ex. composition selon la longueur) et d'incertitudes touchant le stock et la pêche de l'espèce qu'auparavant. De plus, le nouveau MO est mis en œuvre au moyen du *Template Model Builder* (TMB; Kristensen *et al.* 2015) qui dispose de méthodes plus efficaces pour l'optimisation non linéaire et l'intégration avec les échantillons bayésiens a posteriori par rapport à la mise en œuvre originale dans l'*AD Model Builder* (ADMB; Fournier *et al.* 2012). Par exemple, le TMB tire parti des compilateurs et des architectures modernes, ainsi que de la gestion de matrices creuses dérivées qui se produisent dans les modèles hautement paramétrés d'évaluation des stocks de poissons. Par conséquent, la convergence des modèles non linéaires est souvent sensiblement plus rapide et plus stable lorsqu'on utilise le TMB. De plus, les distributions a posteriori bayésiennes peuvent être échantillonnées plus rapidement au moyen du processus adaptatif de Monte-Carlo hamiltonien comparativement à l'algorithme Metropolis-Hastings utilisé par l'ADMB.

Tout au long du présent document, nous désignons les deux modèles de rechange comme les « mises en œuvre dans le TMB et l'ADMB » puisque les deux mises en œuvre sont presque identiques dans leurs spécifications mathématiques et diffèrent principalement dans la mise en œuvre logicielle. La transition du MO de l'ADMB au TMB exige de vérifier que les deux mises en œuvre produisent des résultats très semblables, tout en clarifiant les rôles des données et de la plateforme logicielle modèle sur l'interprétation de l'état du stock et des points de référence.

Le MO révisé met également à jour l'état estimé du stock de morue charbonnière jusqu'en 2022. Depuis 2011, l'évaluation et la gestion de la morue charbonnière sont étroitement harmonisées avec les exigences du Cadre décisionnel pour les pêches du Canada intégrant l'approche de précaution [« politique de l'approche de précaution du MPO »] (MPO, 2009; Cox *et al.* 2011; MPO 2014; Cox *et al.* 2016; Cox *et al.* 2019). Les points de référence de la pêche, qui sont une exigence fondamentale de la politique de l'approche de précaution (AP) du MPO, comprennent un point de référence limite (PRL), un point de référence supérieur du stock (PRS) et un taux maximal de mortalité par pêche (« taux d'exploitation de référence », TER). La politique de l'AP comprend également un point de référence cible (PRC) qui peut coïncider avec le PRS. Dans le présent document, l'état du stock en 2022 est caractérisé par rapport à ces points de référence au moyen d'estimations établies à partir d'une approche de modèle d'ensemble.

La morue charbonnière a récemment été désignée comme étant un grand stock de poissons dans la réglementation en vertu de la *Loi sur les pêches* (2019) révisée du Canada, ce qui signifie qu'il existe une obligation légale de maintenir la morue charbonnière à un niveau nécessaire pour favoriser la durabilité. Lorsque le stock ne peut pas être maintenu à ce niveau, un PRL doit être établi et le stock doit être maintenu au-dessus de ce point. Si le stock est inférieur au PRL, il existe une obligation légale de mettre en œuvre un plan de rétablissement

dans un délai de deux ans. Les estimations mises à jour de l'état du stock seront utilisées pour éclairer cette exigence.

La *Loi sur les pêches* révisée stipule également que la ministre doit tenir compte de la biologie des poissons et des conditions environnementales qui touchent les stocks pour la mise en œuvre des mesures de gestion. Par conséquent, nous résumons et explorons les liens entre les conditions environnementales et la dynamique du stock de morue charbonnière afin de les prendre en considération dans l'élaboration future du MO.

Voici les résultats précis que nous visons :

1. Élaborer un nouveau modèle opérationnel pour la morue charbonnière comportant une dynamique de population sous-jacente et des vraisemblances des données semblables à celles de Cox et de ses collaborateurs (2023) et mises en œuvre dans le TMB.
5. Comparer la dynamique estimée de la population, les points de référence biologiques et les propriétés statistiques entre la mise en œuvre du modèle opérationnel original à l'aide de l'ADMB et la nouvelle mise en œuvre dans le TMB. Tout au long du document, nous appelons ces comparaisons l'*analyse de transition*. De plus, nous évaluons comment les estimations dans le cadre de la mise en œuvre dans le TMB changent au fil du temps à mesure que de nouvelles données sont ajoutées, dans ce que nous appelons l'*analyse de rapprochement*.
6. Examiner les scénarios plausibles de MO pour la population et la dynamique de la pêche de morue charbonnière, en tenant compte de la sensibilité des estimations du modèle aux principaux axes d'incertitude. Il s'agit d'évaluer le rendement des nouvelles caractéristiques du MO, comme la vraisemblance des données sur la composition selon la longueur de la pêche au chalut, ce qui, nous l'espérons, améliorera les estimations de la sélectivité des tailles et de la mortalité par pêche des poissons de taille inférieure à la taille réglementaire de cette pêche. Ces changements devraient également améliorer les estimations de la production de morue charbonnière perdue en raison de la mortalité liée à la remise à l'eau des poissons de taille inférieure à la taille réglementaire.
7. Comparer le rendement de la PG actuelle pour la morue charbonnière mise en œuvre dans l'ADMB à une procédure identique mise en œuvre dans le TMB, et recalibrer le taux d'exploitation cible pour la mise en œuvre dans le TMB en réponse aux estimations à jour de la productivité du MO.
8. Caractériser l'état du stock de la morue charbonnière en Colombie-Britannique à l'aide des points de référence de la biomasse et de la mortalité par pêche fondés sur le *RMD*.
9. Examiner la littérature existante établissant un lien entre les variables environnementales (VE) et la dynamique de la population de morue charbonnière afin de déterminer celles qui peuvent avoir une incidence sur cette dernière et présenter des explorations, fondées sur des données, des liens qui existent entre les VE et cette population de morue charbonnière. De plus, formuler des recommandations sur les orientations futures de la recherche et évaluer l'utilité d'intégrer des hypothèses qui tiennent compte des changements environnementaux dans le processus d'ESG de la morue charbonnière.

2. MÉTHODES

La présente section décrit en détail les spécifications révisées du modèle opérationnel du TMB et l'approche de simulation en boucle fermée utilisée pour évaluer le rendement relatif des procédures de gestion. Les données utilisées pour ajuster les modèles opérationnels sont documentées aux annexes A et B, tandis que des méthodes supplémentaires pour les analyses

de transition et de rapprochement sont fournies à l'annexe C. Les diagnostics de ces modèles, y compris les analyses de sensibilité, sont présentés à l'annexe D.

2.1. MODELE OPERATIONNEL STATISTIQUE A DEUX SEXES DES PRISES SELON L'AGE OU LA LONGUEUR

Le modèle opérationnel de la morue charbonnière présenté dans ce document (MO-MCH) est structuré en fonction du sexe et de l'âge et ajusté aux éléments suivants :

1. Les prises débarquées propres à la pêche de l'espèce, qui ont été capturées au moyen de trois types d'engins (pièges, palangres et chaluts; 1965 à 2021);
2. Trois indices de l'abondance totale et de la composition selon l'âge pour la pêche au piège (1979 à 2009), le relevé normalisé (RN; 1990 à 2009) et le relevé aléatoire stratifié (RAS; 2003 à 2021);
3. Les compositions selon la longueur pour la pêche au chalut (1970 à 2019);
4. Les remises à l'eau (2006 à 2021) dans chacune des pêches commerciales au piège, à la palangre et au chalut (figure 1).

La notation mathématique, les équations du modèle de processus et les équations du modèle statistique pour la version révisée du MO-MCH sont présentées dans les tableaux 1, 2 et 3, respectivement.

Des résumés des données sur les prises et des indices d'abondance qui ont servi à ajuster les modèles opérationnels sont fournis à l'annexe A et à l'annexe B respectivement, tandis que les données sur la composition selon l'âge sont présentées aux figures 2 and 3.

Les paramètres biologiques présumés pour les relations entre la longueur selon l'âge, le poids selon l'âge et l'âge à la maturité sont estimés hors du modèle opérationnel. Ces paramètres ont été maintenus aux mêmes valeurs qui avaient été utilisées en 2016 et en 2019 (MPO 2020; Cox *et al.* 2023). Les analyses et les renseignements à l'appui utilisés pour élaborer ces estimations sont bien documentés dans Cox *et al.* (2023). De même, les estimations de la sélectivité fondées sur la longueur provenant des données de marquage et leurs répartitions a priori connexes ont été mises à jour pour la dernière fois en 2019 (MPO 2020). Nous avons choisi de ne pas mettre à jour les paramètres biologiques et de sélectivité pour cette mise à jour du modèle opérationnel étant donné l'accent mis sur la transition vers le logiciel TMB. Nous recommandons que ces analyses soient mises à jour pour la prochaine mise à jour prévue du MO afin de s'assurer que les valeurs utilisées sont toujours appuyées par des données récentes.

Le MO-MCH répartit les paramètres du modèle en quatre sous-ensembles, comprenant les paramètres principaux (θ^{lead}), les paramètres de nuisance de la capturabilité et de la variance estimés conditionnellement sur les paramètres principaux (θ^{cond}), les paramètres fixes pour la croissance, la maturité, les taux de mortalité des rejets, certains paramètres fixes de variance du modèle d'observation (θ^{fixed}), et des paramètres spécifiant les distributions a priori (θ^{prior}) pour d'autres paramètres du modèle. La composition des paramètres dans les ensembles fixes et estimés diffère du modèle de base pour certaines des variations du modèle prises en compte dans l'analyse de sensibilité (annexe D).

Le MO est déterminé par une relation stock-recrutement de Beverton-Holt (tableau 1 et ÉQ. N.1 dans le tableau 2) paramétrée par le taux de variation de la relation stock-recrutement (h), la biomasse reproductrice femelle non exploitée (B_0), et les écarts de processus non corrélés (ω_t) à partir de la relation moyenne stock-recrutement. Les taux de mortalité par année et par pêche

(F_{gt}) sont estimés directement comme une marche aléatoire (F.1, tableau 1) en supposant que les prises sont connues avec une grande précision dans la pêche au piège et à la palangre, et avec une précision modérée dans la pêche au chalut (VP.1, tableau 3). Les taux de mortalité naturelle chez les mâles (M_m) et les femelles (M_f) sont estimés indépendamment (compte tenu de distributions a priori identiques; Pr.2, tableau 3).

2.1.1. Croissance et maturité

La longueur selon l'âge moyenne de la morue charbonnière (en cm) est modélisée à l'aide d'une fonction de croissance de von Bertalanffy (MO.1) ajustée aux données sur la longueur selon l'âge recueillies dans le cadre des relevés de la morue charbonnière (annexe D de Cox *et al.* (2023)). Bien que les paramètres de la longueur asymptotique et de la longueur à l'âge 1 soient fondés sur des fonctions de croissance ajustées, nous utilisons des taux de croissance sexospécifiques, K_x , obtenus à partir de la revue de la littérature, comme cela a été fait dans les itérations précédentes du modèle opérationnel de la morue charbonnière (Cox *et al.* 2023). Cela s'explique par le fait que les données des relevés disponibles ne comportent pas assez d'observations de la morue charbonnière à de petites tailles corporelles, ce qui donne des estimations élevées de K_x qui sont irréalistes.

Les données sur la longueur selon l'âge recueillies entre 1978 et 2020 dans le cadre des pêches commerciales et des relevés ont été analysées pour déterminer s'il y avait des signes d'une croissance ou d'un état corporel variables dans le temps. Bien qu'il y ait eu une légère diminution de la longueur selon l'âge par rapport à l'ensemble de données (non présenté), elle n'a pas été jugée suffisamment importante pour être incluse dans cette mise à jour, mais les données continueront d'être surveillées entre les cycles de l'ESG.

La maturité selon l'âge chez la morue charbonnière femelle est estimée à partir d'échantillons biologiques provenant de relevés au piège indépendants de la pêche. Il est probable que les estimations de l'âge à 50 % et de l'âge à 95 % de maturité soient biaisées parce que nous ne tenons pas compte de la sélectivité de la taille dans l'échantillonnage de la population (Cox *et al.* 2023).

2.1.2. Sélectivité

On suppose que la sélectivité dépend de la longueur, ce qui permet d'avoir une seule fonction de sélectivité selon la longueur pour les deux sexes. La sélectivité selon l'âge pour chaque sexe est calculée en faisant la moyenne de la courbe de sélectivité selon la longueur de chaque flotte par rapport à la répartition de la longueur selon l'âge pour chaque sexe (MO.7). Un processus basé sur la longueur est supposé, car les a priori sur la sélectivité sont tirés des estimations de la sélectivité de la pêche à partir des données de marquage, qui ne sont disponibles qu'en fonction de la longueur (Jones et Cox 2018; Cox *et al.* 2023). Les estimations de la sélectivité fondées sur la longueur provenant du marquage et leurs distributions a priori connexes ont été mises à jour pour la dernière fois en 2018 (MPO 2020).

Les estimations basées sur les données de marquage sont les plus importantes pour les pêches à la palangre et au chalut, car ces flottes ne fournissent pas de données de composition selon l'âge à partir desquelles la sélectivité basée sur l'âge peut être estimée. La pêche au chalut fournit des données limitées sur la composition selon la longueur, que nous ajustons directement (description ci-dessous). Les paramètres du modèle de sélectivité estimés à partir du marquage sont basés sur les modèles en forme de dôme (gaussien pour les pièges et la palangre, et gamma pour le chalut), et sont utilisés pour paramétrer les distributions log-normales a priori sur les paramètres de sélectivité pour ces flottes (tableau 1).

2.1.3. Dynamique de l'état

Nous supposons que les nombres selon l'âge en 1965 (ÉQ.5) reflètent un état d'équilibre à un taux d'exploitation nul parce que les abondances initiales selon l'âge ne sont pas estimables (confirmées dans les essais préliminaires du modèle) et qu'il y a eu peu de pêche de la morue charbonnière signalée pendant plusieurs décennies auparavant (annexe A). La biomasse reproductrice non exploitée par recrue (ÉQ.3) est calculée en fonction de la mortalité naturelle (ÉQ.2), du poids selon l'âge (MO.5) et de la maturité selon l'âge (ÉQ.1) de la morue charbonnière femelle. Les équations N.1-N.3 donnent le recrutement stochastique de Beverton-Holt et la dynamique du modèle structuré selon l'âge.

Les taux de mortalité par pêche par année et par engins de pêche sont estimés et paramétrés en fonction i) du taux initial de mortalité par pêche $\log F_g' = \log F_g t_{0,g}$ au cours de la première année où les prises sont supérieures à zéro et ii) d'une simple marche aléatoire débutant à la valeur initiale $\log F_g'$, puis mise à jour au moyen d'écart annuel (F.1).

L'équation F.3 donne l'équation des prises, qui est ajustée en fonction de la proportion de poissons conservée calculée à partir du MO.4. La biomasse prévue remise à l'eau est ensuite donnée en F.6 (où le « D » signifie rejet [discard]). L'effet des remises à l'eau sur la mortalité totale dépend des taux de mortalité après la remise à l'eau propres aux engins de pêche (d_g) tirés de la littérature (Cox *et al.* 2023).

2.1.3.1. Remises à l'eau

La remise à l'eau de la morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire (c.-à-d., longueur à la fourche < 55 cm) est un processus important dans la dynamique de l'état de la pêche de la morue charbonnière en Colombie-Britannique (Cox *et al.* 2023). Par conséquent, nous avons modélisé explicitement les proportions de morue charbonnière conservées selon la longueur (MO.4) et remises à l'eau (c.-à-d. en complément du MO.4) compte tenu d'une distribution fixe de la longueur selon l'âge a (MO.3). Nous avons obtenu la proportion conservée selon la longueur en intégrant numériquement la densité de probabilité (MO.2) pour la distribution de la longueur selon l'âge au-dessus de la limite de taille réglementaire à chaque âge a (MO.4). L'intégration (MO.4) est lissée en calculant une masse de probabilité pour chaque catégorie de longueur modélisée. Pour ce faire, il faut normaliser la densité de probabilité au centre de chaque catégorie par la somme des densités sur tous les centres de catégories (MO.3).

À quelques exceptions près, les états du modèle (c.-à-d. total, taille réglementaire et biomasse, nombres selon l'âge, etc.) sont estimés au début de l'année. Les seules exceptions sont les estimations de la biomasse vulnérable, qui sont calculées à un pas de temps fractionnel donné (explication ci-dessous). Par conséquent, même si les données ne sont disponibles que jusqu'à la fin de 2021, la biomasse du stock reproducteur et l'état du stock par rapport à la B_{RMD} sont tous deux estimés jusqu'au début de 2022.

2.1.4. Modèles des observations

Les observations de l'indice de la biomasse comprennent les captures par unité d'effort (CPUE) de la pêche (1979 à 2009), un relevé normalisé (1990 à 2010) et un relevé aléatoire stratifié (2003 à 2021). Ces trois indices de la biomasse sont décrits à l'annexe B. Nous utilisons avec réticence les CPUE de la pêche (1979 à 2009), car il s'agit de la seule série chronologique qui s'étend jusqu'aux années 1980, lorsque certaines des cohortes les plus importantes et les plus influentes sont entrées dans la pêche et ont dominé la dynamique pendant de nombreuses années. Les CPUE de la pêche au piège durant la période de 1979 à 1987 sont qualitativement différentes des observations environnantes (et leur sont inférieures), de sorte que nous utilisons

la capturabilité variable dans le temps pour améliorer leur ajustement. Cette approche entraîne une certaine pondération à la baisse de cet indice et n'a aucune incidence sur les projections prospectives parce que l'indice n'est pas utilisé dans les simulations de gestion. Les séries des CPUE de la pêche et des relevés normalisés (RN) ont toutes deux été interrompues en 2009 et en 2010, respectivement, d'après des analyses de simulation qui donnent à penser que ces indices n'ont pas amélioré le rendement futur des pêches, surtout compte tenu du coût élevé du relevé normalisé (Cox *et al.* 2011). Le relevé aléatoire stratifié (RAS), qui a débuté en 2003, a constitué la principale source d'information indépendante de la pêche sur la tendance relative à l'abondance pour la morue charbonnière de la Colombie-Britannique depuis l'évaluation de 2011 (Cox *et al.* 2023).

Les indices de la biomasse des CPUE de la pêche au piège et des relevés normalisés sont modélisés en utilisant la capturabilité variable dans le temps (O.1, tableau 3), une sélectivité constante, et en supposant que l'indice est obtenu après l'expiration d'une certaine fraction f_g de l'année (O.2, tableau 2). La capturabilité variable dans le temps pour les indices des CPUE de la pêche au piège et des relevés normalisés a été ajoutée dans le MO précédent mis à jour lorsque les points de données des CPUE de la pêche au piège avant 1987 ont été ajoutés à l'ensemble de données de l'indice (MPO 2020). Pour la pêche au piège, on suppose que les CPUE sont prises au milieu de l'année $f_g = 0,5$, tandis que $f_g = 0,75$ pour les relevés qui ont lieu en octobre et en novembre.

Les données sur la composition des populations selon l'âge et la longueur comprennent les proportions selon l'âge dans les échantillons biologiques de la pêche au piège (1982 à 2016 avec plusieurs années manquantes), le relevé normalisé (1990 à 2009) et le relevé aléatoire stratifié (2003 à 2014) et les proportions selon la longueur dans la pêche au chalut (1981, 1998 à 2000). Les échantillons des proportions selon l'âge de la pêche sont disponibles depuis 1979; cependant, nous avons renoncé aux données de 1979 à 1981 parce que les échantillons semblaient qualitativement différents et qu'il faudrait des paramètres d'effets de l'année pour obtenir des ajustements raisonnables des modèles. À quelques exceptions près, les données sur la composition selon l'âge montrent une faible cohérence dans le suivi des cohortes de morue charbonnière au fil du temps (figure 2). Le modèle des observations et les composantes pour les proportions selon l'âge et la longueur attendues sont donnés dans O.3 et O.5 (tableau 3), tandis que O.4 ajuste les proportions d'âges réelles pour tenir compte des erreurs de détermination de l'âge, c'est-à-dire que la matrice d'erreur de la détermination de l'âge (voir ci-dessous) multipliée par les proportions réelles donne les proportions attendues observées dans les données que nous utilisons dans le calcul de la fonction de vraisemblance (VA.2). Il y a aussi des années supplémentaires comportant des données de composition selon la longueur, mais les compositions pour ces années comportent beaucoup de bruit et ne correspondaient pas bien à la structure de population sous-jacente avec la structure de sélectivité du modèle actuel. Nous recommandons de continuer à consulter de nouveau ces données à l'avenir pour voir si elles peuvent être informatives pour les futures itérations du MO.

Les proportions selon l'âge du relevé (figure 2, deux rangées inférieures), en particulier du relevé aléatoire stratifié (figure 3), montrent généralement une meilleure cohérence dans le suivi de la cohorte au fil du temps. De plus, il semble que les données sur la composition selon l'âge des femelles montrent des profils de cohorte plus clairs avec moins de bruit comparativement aux mâles (figure 3), ce qui pourrait découler de différences dans les erreurs de détermination de l'âge (voir ci-dessous) ou de différences dans les déplacements et le mélange avec des poissons provenant de l'extérieur des eaux canadiennes.

2.1.4.1. Matrice des erreurs de détermination de l'âge

La détermination de l'âge de la morue charbonnière est notoirement difficile en raison de ses petits otolithes de forme irrégulière, qui peuvent compliquer la localisation du premier anneau de croissance. Le modèle opérationnel de la morue charbonnière de 2016 a été le premier à tenir compte de l'incertitude dans la détermination de l'âge, et les modèles opérationnels successifs ont continué de réviser cette approche (Cox *et al.* 2019; MPO 2020; Cox *et al.* 2023).

Une matrice d'erreur de détermination de l'âge corrige la façon dont les proportions réelles selon l'âge (c.-à-d. les proportions selon l'âge dans le modèle opérationnel) se propagent parmi les classes d'âge adjacentes en raison d'une sous-estimation ou d'une surestimation aléatoire de l'âge des poissons, ainsi que des écarts systématiques attribuables au biais dans certaines tranches d'âge. Par conséquent, l'incorporation de l'erreur de détermination de l'âge implique la prévision de ce à quoi ressembleront les observations lorsque les proportions selon l'âge du modèle se propageront pour générer les proportions des âges observées. Cette opération est donnée par l'équation O.4 dans le tableau 3, où Q est la matrice d'erreur de la détermination de l'âge.

La matrice d'erreur de détermination de l'âge de la morue charbonnière en Colombie-Britannique Q est élaborée à l'aide d'une méthode fondée sur Hanselman *et al.* (2012), qui ont utilisé des poissons d'âge connu provenant d'études de marquage pour établir une relation d'erreur de détermination de l'âge pour les poissons d'âge 3 à 18. À l'origine, une formule à double géométrie a été utilisée, ce qui a permis un biais systématique dans l'âge attribué (Hanselman *et al.* 2012; Cox *et al.* 2023). Depuis, cette matrice a été révisée à une formule simple basée sur une distribution discrétisée normale (MPO 2020). Les deux principales différences entre ces formules sont les suivantes : i) la structure d'erreur est limitée de manière à assurer la symétrie avec la formule normale, tandis que le modèle à double géométrie permet une certaine asymétrie dans la répartition des erreurs; et ii) la formule normale tient pour acquis que l'âge réel assigné est le mode de la densité normale, forçant une distribution de l'erreur de détermination de l'âge sans biais. La figure 2 montre les compositions selon l'âge de la morue charbonnière à partir des échantillons biologiques de la pêche au piège, du relevé normalisé et du relevé aléatoire stratifié, tandis que la figure 3 montre les données de la composition selon l'âge du relevé stratifié avant et après la correction des erreurs au moyen de la matrice Q simplifiée (MPO 2020).

Hanselman et ses collaborateurs (2012) n'ont pas mentionné comment leur erreur de détermination de l'âge pourrait être appliquée aux modèles d'évaluation du stock avec une classe d'âge potentiellement importante de l'accumulateur (c.-à-d. le groupe « plus »). Par conséquent, nous avons supposé que les poissons dont l'âge réel était supérieur à 35 (c.-à-d. l'âge du groupe plus de la morue charbonnière) étaient toujours correctement affectés à la classe d'âge de l'accumulateur.

2.1.5. Fonction objective et optimisation

Le sous-modèle statistique du modèle opérationnel de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique comprend des fonctions de vraisemblance pour les observations et les distributions a priori pour certains paramètres principaux du modèle, ainsi que les écarts annuels pour des paramètres variables dans le temps comme le recrutement, la mortalité par pêche et la capturabilité (tableau 3).

2.1.5.1. Indices de la biomasse

La série chronologique de l'indice de la biomasse pour la morue charbonnière s'étend sur des périodes variables; nous utilisons les cumuls dans VLN.1, VA.1 et LL.1 (tableau 3) pour additionner les diverses observations par pêche et par relevé.

On suppose que les observations de l'indice de la biomasse suivent une distribution logarithmique normale avec les valeurs prévues données par O.2, la fonction résiduelle VLN.2 et les variances conditionnelles VLN.4. La fonction résiduelle est utilisée pour calculer à la fois l'estimation du maximum de vraisemblance (EMV) conditionnelle pour la capturabilité logarithmique du relevé aléatoire stratifié et la somme des carrés dans VLN.4. La vraisemblance logarithmique négative concentrée, qui est utilisée lorsque les variances sont inconnues (Bard 1974), est donnée dans VLN.5. L'estimation des variances conditionnelles de cette façon mène à ce qu'on appelle l'autopondération de la vraisemblance globale lorsque des ensembles de données mieux ajustés (c.-à-d. moins de variances résiduelles) contribuent naturellement davantage à la fonction objective globale. À moins d'indication contraire, tous les résultats présentés ici portent sur cette formulation autopondérée. Dans la section sur l'analyse de sensibilité, nous utilisons des multiplicateurs de pondération simples pour certaines vraisemblances des données (non présentées dans le tableau 1) afin d'évaluer l'influence relative sur les estimations du modèle. Il est à noter que les vraisemblances concentrées sont multipliées par les facteurs de pondération dans la fonction objective finale (FO.1) afin d'évaluer les répercussions des combinaisons de données et des systèmes de pondération de recharge. En fin de compte, les modèles opérationnels de l'ensemble final ne comportent pas de multiplicateurs de pondération.

2.1.5.2. Données sur la composition selon l'âge et la longueur

Les données sur la composition selon l'âge et la longueur sont modélisées à l'aide d'une distribution logistique multivariée sur les proportions selon l'âge (VA.1-5) ou la longueur (VL.1-5) (Schnute et Richards 1995; Schnute et Haigh 2007; Francis 2014), qui passe par la construction des fonctions de vraisemblance logarithmique négative concentrée. Par souci de concision, nous n'aborderons ci-dessous que la composition selon l'âge, mais les vraisemblances de la composition selon la longueur sont semblables.

Nous avons choisi la vraisemblance logistique multivariée principalement parce qu'elle a une propriété de vraisemblance d'autopondération dans laquelle les variances sont calculées directement à partir des ajustements du modèle plutôt que d'être implicites par des hypothèses sur la taille effective des échantillons (p. ex. au besoin pour les vraisemblances multinomiales) ou des méthodes de réajustement itératif. L'indice de la biomasse et les variances de la composition selon l'âge sont donc comparables, ce qui évite généralement que les vraisemblances de la composition ne dominent totalement la fonction objective au détriment des données critiques sur les tendances de la biomasse. Chaque année de données est pondérée de façon identique dans la vraisemblance.

Dans les analyses préliminaires, le modèle ne pouvait pas correspondre à de petites proportions selon l'âge dans certains des groupes d'âge les moins nombreux ou ceux qui ne sont pas fortement sélectionnés par les engins de pêche. Ici, nous avons utilisé 0,02 comme seuil, de sorte que toute proportion selon l'âge observée inférieure à cette valeur a été ajoutée à une catégorie de l'accumulateur, qui fonctionne de la même façon que le groupe plus, mais qui n'est pas limité par la structure selon l'âge (c.-à-d. qu'une catégorie de l'accumulateur peut prendre des observations de n'importe quelle classe d'âge). Nous générons une valeur attendue pour cette catégorie en additionnant les classes d'âge quand les proportions observées sont inférieures au seuil de 0,02. La taille de l'échantillon pour le calcul de la variance est ensuite réduite de $j - 1$, où j est le nombre de classes d'âge contribuant à la

catégorie de l'accumulateur. Ce changement a considérablement amélioré le rendement du modèle, bien que nous n'ayons pas mis à l'essai d'autres valeurs pour le seuil. Nous n'incluons pas ce calcul de catégorie de l'accumulateur dans le tableau afin d'éviter un encombrement inutile dans la notation du modèle, car l'explication ci-dessus est une mise en œuvre simple.

Comme nous l'avons mentionné ci-dessus, nous appliquons également des facteurs de pondération aux vraisemblances selon l'âge et la composition (w_g^{age} , w_g^{len} , FO.1) pour déterminer leur influence globale sur les estimations du modèle dans les analyses de sensibilité (annexe D), mais pour les principales analyses $w_g^{age} = w_g^{len} = 1$.

2.1.5.3. Prises débarquées et remises à l'eau

Nous ajustons le modèle aux prises débarquées à l'aide d'une erreur type fixe τ_{CG} (VP.1), correspondant à un coefficient de variation de 1 % pour les données sur les prises au piège et à la palangre débarquées afin de nous assurer que le modèle correspond étroitement aux prises observées, et nous autorisons un coefficient de variation de 10 % pour le chalut (tableau). La petite erreur d'estimation pour les pêches au piège et à la palangre est raisonnable compte tenu de la couverture de surveillance à quai de longue date à 100 % et de la surveillance électronique plus récente à 100 %, et le coefficient de variation (CV) de 10 % était requis pour un ajustement acceptable des remises à l'eau dans la pêche au chalut tout en conservant un équilibre plus plausible du modèle.

Le programme de surveillance en mer de la pêche du poisson de fond en Colombie-Britannique est peut-être unique au monde pour son intensité. Par exemple, tous les pêcheurs doivent tenir des journaux de bord vérifiés (par vérification vidéo ou comparaison avec les journaux de bord des observateurs en mer) qui comprennent le nombre ou le poids des poissons transportés à bord du navire, ainsi que ceux qui sont rejetés en mer. Ce point est particulièrement important pour l'évaluation de la morue charbonnière, car les remises à l'eau de poissons de taille inférieure à la limite minimale de 55 cm à la fourche représentent parfois une composante importante de la production annuelle. Selon la survie après la remise à l'eau (qui varie selon la méthode de capture), cela représente une perte potentiellement importante de la production annuelle de morue charbonnière. Le programme de surveillance en mer fournit donc les données essentielles nécessaires pour tenir compte de ces pertes dans l'évaluation, ainsi que la possibilité de mettre à l'essai par simulation des mesures de gestion d'atténuation (p. ex. MPO 2020).

Les remises à l'eau de morue charbonnière sont estimées à partir du nombre de poissons pour la pêche au piège et à la palangre (2006 à 2021) et du poids total déclaré par les observateurs en mer pour la pêche au chalut (1996 à 2020). En 2020, les observations en mer de la pêche au chalut ont été suspendues en raison de la pandémie de COVID-19, et les remises à l'eau ont été estimées à partir des journaux de bord en mer jusqu'à ce que la surveillance électronique soit mise en œuvre à la fin de 2020. Le nombre de poissons dans les pêches au piège et à la palangre est converti en poids selon l'hypothèse d'un poids moyen de 1,5 kg pour les poissons entiers de taille inférieure à la taille réglementaire pêchés au piège et à la palangre. On suppose que les remises à l'eau suivent une distribution logarithmique normale avec des valeurs prévues données par F.8 et une estimation du maximum de vraisemblance conditionnelle de la variance, semblable aux indices de la biomasse, pour les pièges et les palangres, et un coefficient de variation de 10 % pour les remises à l'eau de la pêche au chalut. Comme pour la surveillance des prises débarquées, il n'y a aucune raison de s'attendre à des variances d'estimation très élevées pour les remises à l'eau, d'autant plus qu'il n'y a pas de pénalité pour les remises à l'eau de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire; cependant, il peut y avoir des biais introduits par les méthodes d'estimation décrites ci-dessus.

2.1.5.4. Distributions a priori

Nous utilisons les distributions a priori bêta et normales pour les taux de variation de la relation stock-recrutement et la mortalité naturelle (Pr.1, Pr.2), respectivement, parce que ces paramètres sont habituellement difficiles à estimer (figure 4). Les paramètres a priori du taux de variation de référence (50,25) suggèrent une moyenne de $\bar{h} = 0,67$ et un écart type de $s_h = 0,05$ (ou un coefficient de variation d'environ 7 %). Il s'agit d'une variance plus étroite que dans les modèles opérationnels précédents, car nous avons constaté qu'un a priori plus informatif était nécessaire pour certains scénarios (décrits ci-dessous). Pour la mortalité naturelle, nous avons utilisé la même moyenne a priori $\mu_M = 0,1$ et l'écart type de $\sigma_M = 0,1$ pour les mâles et les femelles.

Comme il a été mentionné ci-dessus, une composition selon l'âge bruitée de la pêche au piège ainsi que les compositions selon l'âge manquantes de la pêche à la palangre et au chalut exigent des données a priori sur la sélectivité (Pr.4). Les valeurs a priori de référence pour la longueur à 50 % et à 95 % de sélectivité sont estimées à partir du programme de marquage à long terme de la morue charbonnière mené dans le cadre des relevés annuels de routine et de l'échantillonnage biologique en mer dans les pêches au piège, à la palangre et au chalut (tableau 1). Les écarts annuels dans le recrutement (Pr.4) et les écarts de marche aléatoire dans la mortalité par pêche (Pr.5) sont limités par les distributions a priori normales. Enfin, nous avons défini un a priori inapproprié pour pénaliser l'ampleur de la biomasse non exploitée (Pr.6), qui avait un scalaire de pondération de $w_B = 100$ dans la fonction objectif finale (FO.1). Le scalaire de pondération a été choisi en fonction de la valeur utilisée pour le modèle opérationnel de la morue charbonnière au cours des années précédentes et varie dans le cadre de l'analyse de sensibilité a priori. Le scalaire de pondération est nécessaire pour maintenir la biomasse non exploitée à un niveau conforme aux réponses observées aux niveaux d'exploitation, étant donné que la majeure partie de l'historique du modèle est un trajet simple (Hilborn et Walters 1992).

2.1.5.5. Optimisation

La distribution a posteriori sur une échelle logarithmique négative (FO.1, tableau 3) est réduite au minimum par la fonction `nlnb()` dans le langage de programmation R (R Core Team 2015), qui produit des estimations de la densité a posteriori maximale. Les a posteriori bayésiens sont ensuite obtenus par intégration numérique à l'aide de la méthode de Monte-Carlo hamiltonienne dans le progiciel `tmbstan` dans R (Monnahan et Kristensen 2018). Les paramètres du modèle principal sont échantillonnés dans quatre chaînes a posteriori indépendantes, initialisées à des valeurs de départ aléatoires échantillonnées à partir d'une distribution normale multivariée centrée aux estimations de la densité a posteriori maximale. Ces valeurs de départ sont délibérément trop dispersées par rapport aux estimations de la densité a posteriori maximale en fixant l'écart type de la distribution à deux fois leurs erreurs types, pour répondre aux hypothèses de mesures de convergence comme le facteur de réduction d'échelle \hat{R} .

2.1.6. Analyses de transition et de rapprochement

Les distributions a priori des estimations du modèle opérationnel sont comparées entre les mises en œuvre dans le TMB (ensembles de données et hypothèses de 2018 et de 2021) et dans l'ADMB (ensemble de données et hypothèses de 2018 seulement) à l'annexe C. L'*analyse de transition* compare la façon dont les paramètres et les points de référence estimés changent en raison de la mise en œuvre dans le logiciel (ADMB par rapport à TMB) et les hypothèses du modèle utilisant les données de 2018. L'*analyse de rapprochement* compare les estimations du TMB à l'aide des données de 2018 et de 2021 pour évaluer l'incidence des nouvelles données. Les analyses de transition et de rapprochement sont évaluées au moyen des distributions a

posteriori des principaux paramètres biologiques, des paramètres de sélectivité de la flotte et des principales quantités de gestion telles que les points de référence fondés sur le RMD, la biomasse reproductrice actuelle et historique et la mortalité par pêche.

2.1.7. Analyse rétrospective

Une analyse rétrospective de l'hypothèse du modèle opérationnel de base, le **baseOM**, est réalisée en ajustant le modèle MO-MCH à des « couches » successives de données, allant de 2005 à 2021. Chaque couche est comparée au moyen d'estimations médianes a posteriori de la série chronologique de la biomasse reproductrice, de la biomasse non exploitée, du recrutement non exploité, de la mortalité naturelle et du taux de variation de la relation stock-recrutement. Enfin, les estimations médianes a posteriori des points de référence fondés sur le RMD et les probabilités a posteriori pour les indicateurs de l'état du stock sont calculées pour chaque couche de données afin de comprendre l'effet des nouvelles données sur l'équilibre du modèle et les cibles de gestion associées. Pour les couches se terminant dans les années avant 2018, l'estimation du maximum de vraisemblance conditionnelle des erreurs types des observations des remises à l'eau est utilisée au lieu des valeurs fixes dans le tableau 1, comme c'était la pratique dans les cycles d'ESG précédents (Cox *et al.* 2019; Cox *et al.* 2023), et était nécessaire pour améliorer la convergence. De plus, le décalage pour l'estimation de l'écart final de recrutement a été modifié, passant d'un décalage de deux ans à un décalage de trois ans dans la couche de 2020 (c.-à-d. que 2017 était la dernière estimation du recrutement pour les couches de 2019 et de 2020). Le décalage a été modifié, car le modèle semblait sensible à ce choix, et les ajustements préliminaires du modèle ont montré qu'un décalage de deux ans après 2019 pouvait entraîner une surestimation des prochaines classes d'âge.

2.1.8. Scénarios de modèle opérationnel

Nous estimons la biomasse, la productivité et l'état du stock de la morue charbonnière en Colombie-Britannique à partir du modèle MO-MCH sur un ensemble de cinq hypothèses de modèle opérationnel. L'ensemble est l'union de deux axes d'incertitude qui se recoupent dans un modèle opérationnel « de base » central (**baseOM**), avec un axe qui fait varier le niveau d'incertitude dans les observations des remises à l'eau, ce qui a une incidence sur la biomasse terminale, et un deuxième qui fait varier la valeur moyenne a priori pour le taux de variation de la relation stock-recrutement, qui a une incidence sur la productivité dans les projections.

L'axe de la grille du premier modèle opérationnel fait varier le niveau d'incertitude dans les observations des remises à l'eau de la pêche au chalut, ce qui a pour effet d'augmenter ou de réduire la taille des classes d'âge récentes, ce qui fait augmenter ou diminuer les estimations du modèle opérationnel de la biomasse terminale. Nous appelons cet axe « l'axe d'incertitude du CV (coefficient de variation) ». Dans le MO de base, l'erreur type résiduelle pour les remises à l'eau de la pêche au chalut est $\tau_3^{rel} = 0,1$, et les niveaux supplémentaires sont $\tau_3^{rel} = 0,05$ (**loRelCV**), ce qui a pour effet d'augmenter les recrutements récents pour correspondre plus étroitement aux remises à l'eau, ou d'estimer les erreurs types résiduelles dans les remises à l'eau de la pêche au chalut comme estimation du maximum de vraisemblance conditionnelle (**hiRelCV**), qui réduit la taille des classes d'âge récentes.

Le deuxième axe d'incertitude a ajusté les paramètres a priori bêta pour le taux de variation de la relation stock-recrutement h . Comme dans la plupart des modèles d'évaluation du stock, les estimations du taux de variation de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique dépendent fortement des connaissances a priori, et les distributions a posteriori du taux de variation l'ont reflété dans les cycles d'ESG antérieurs. Dans le MO de base, la distribution a priori bêta sur le taux de variation est $h \sim \beta(50,25)$, indiquant une moyenne a priori de $m_h = 0,67$ et un écart type a priori de $s_h = 0,05$. Pour les niveaux supplémentaires, la somme totale

des paramètres de la forme a priori bêta est maintenue constante, mais la répartition entre les deux paramètres est décalée, ce qui permet de maintenir l'écart type a priori constant tout en déplaçant la valeur moyenne vers la gauche et vers la droite. Les deux niveaux supplémentaires ont mis à l'essai un scénario de taux de variation plus bas (**loProd**) avec une moyenne a priori $m_h = 0,6$ et un scénario de taux de variation plus élevé (**hiProd**) avec une moyenne a priori $m_h = 0,73$.

Les estimations composites des points de référence et de l'état du stock de la morue charbonnière sont intégrées à l'ensemble du modèle opérationnel sous forme de moyenne pondérée. Les modèles opérationnels se voient attribuer des pondérations fondées sur le jugement de spécialistes, le modèle **baseOM** recevant une pondération de 50 % et les quatre autres modèles opérationnels une pondération de 12,5 % chacun.

2.1.9. Analyse de la perte de rendement due à la mortalité par rejet

Nous estimons la perte de rendement associé aux poissons de taille réglementaire due à la mortalité par rejet. Pour ce faire, un historique de modèle de rechange est généré à partir des estimations de la densité a posteriori maximale du modèle **baseOM** de tous les paramètres d'erreur biologique, de pêche et de processus du modèle, en supposant qu'il n'y a pas de mortalité provoquée par la remise à l'eau dans n'importe quelle pêche. Les estimations de la densité a posteriori maximale du modèle **baseOM** sont également utilisées pour l'historique de rechange, de sorte qu'à mesure que les poissons remis à l'eau reviennent dans le stock et grandissent, augmentant la biomasse sous-jacente, les prises augmentent également.

Le rendement perdu pour chaque année t est alors calculé comme suit :

$$L_t = \hat{C}_t^{dM=0} - \hat{C}_t^{dM>0}$$

où $\hat{C}_t^{dM=0}$ est le total des prises débarquées au cours de l'année t estimé par le modèle **baseOM** en supposant que les poissons ne subissent pas de mortalité provoquée par la remise à l'eau, et $\hat{C}_t^{dM>0}$ est l'estimation standard de **baseOM** du total des prises au cours de l'année t avec la mortalité provoquée par la remise à l'eau.

L'approche consistant à utiliser le même modèle, mais à faire varier la mortalité après la remise à l'eau, n'est qu'une des nombreuses approches de rechange, mais nous la considérons comme la plus simple, puisque toutes les autres hypothèses du modèle correspondent au modèle **baseOM**. La raison pour laquelle la mortalité par pêche est constante (plutôt que les prises) dans tous les scénarios de mortalité est que, depuis 2011, le stock de morue charbonnière a été géré selon une PG ayant un taux d'exploitation cible, de sorte que des TAC plus élevés auraient souvent été pris lorsque la biomasse est plus élevée.

2.2. CADRE DE SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE

Nous élaborons un nouveau cadre de simulation en boucle fermée (MS3-SAB) pour mettre à jour le cadre utilisé depuis la publication de Cox et ses collaborateurs (2011). Dans le cadre de la mise à jour, nous avons également élaboré une mise en œuvre dans le TMB du modèle de production état-espace (MPEE) de la morue charbonnière utilisé pour estimer la biomasse annuelle et les points de contrôle pour la PG actuelle. L'internalisation de tous les calculs de rétroaction dans un cadre de TMB permet de réduire considérablement la surcharge de gestion des fichiers par rapport à l'ancienne mise en œuvre dans l'ADMB, ce qui rend l'exécution des simulations plus efficace. Ces gains d'efficacité sont multipliés lorsque des simulations sont exécutées sur des machines multicœur.

Les simulations servent à vérifier si la PG actuelle, qui est en place depuis 2016 (Cox *et al.* 2019), est toujours en mesure d'atteindre les objectifs de pêche déjà établis en utilisant le

modèle opérationnel révisé. De plus, on considère des versions modifiées de la PG actuelle qui sont calibrées aux estimations mises à jour de la productivité et à d'autres principaux paramètres de gestion du modèle opérationnel révisé. Nous offrons ci-dessous un aperçu du cadre de simulation en boucle fermée utilisé pour mettre à l'essai le rendement de la PG.

2.2.1. Objectifs et mesures de rendement pour la morue charbonnière

2.2.1.1. Objectifs de gestion des pêches

Les objectifs pour la pêche de la morue charbonnière en Colombie-Britannique ont été élaborés de façon itérative en consultation avec les gestionnaires des pêches, les scientifiques et les intervenants de l'industrie (Cox et Kronlund 2009; Cox *et al.* 2011; MPO 2014; Cox *et al.* 2019). Les cinq principaux objectifs qui orientent les décisions de gestion pour la morue charbonnière en Colombie-Britannique sont les suivants :

1. $P(B > 0,4B_{RMD}) \geq 0,95$: Maintenir la biomasse du stock reproducteur femelle B au-dessus du point de référence limite de $PRL = 0,4B_{RMD}$ dans 95 % des années mesurées sur deux générations de morue charbonnière, où B_{RMD} est la biomasse reproductrice femelle au rendement maximal durable (RMD) pour chaque modèle opérationnel;
2. $P(\text{decline})$: Lorsque la biomasse du stock reproducteur femelle se situe entre $0,4B_{RMD}$ et $0,8B_{RMD}$ au début de la période de projection (c.-à-d. 2022), limiter la probabilité de déclin dans les dix prochaines années (2022 à 2031) entre 5 % (très faible) à $0,4B_{RMD}$ et 50 % (modérée) à $0,8B_{RMD}$. Lorsque l'état du stock se situe entre les deux niveaux, définir le seuil de déclin tolérable à l'aide d'une interpolation linéaire entre les extrêmes;
3. $P(B_{2052} > B_{\text{targ}}) = 0,5$: Maintenir la biomasse du stock reproducteur femelle de 2052 au-dessus du point de référence cible dans au moins 50 % des répétitions de simulation, où le point de référence cible est a) $B_{\text{targ}} = B_{RMD}$ lorsque $B_{2022} \geq 0,8B_{RMD}$, ou b) $B_{\text{targ}} = 0,8B_{RMD}$ lorsque $B_{2022} < 0,8B_{RMD}$;
4. $\max(P(C_t > 1,992))$: Maximiser la probabilité que les niveaux annuels de prises de taille réglementaire demeurent supérieurs à 1 992 tonnes, mesurés sur deux générations de morue charbonnière;
5. MaxLegCatch : Maximiser les prises annuelles de taille réglementaire sur 10 ans, sous réserve des objectifs 1 à 4.

L'objectif 2 n'est pris en compte que lorsque la biomasse du modèle opérationnel est inférieure à $0,8B_{RMD}$ dans la première année de la projection et il est automatiquement atteint (ou non requis) lorsque la biomasse est supérieure à ce niveau. Étant donné que l'état du stock a une très forte probabilité d'être supérieur à $0,8B_{RMD}$ actuellement, cet objectif n'a pas d'incidence sur le choix de la PG. L'objectif 4 a été ajouté au cycle d'ESG de 2017-2018 (Cox *et al.* 2019) pour reconnaître les niveaux de prises économiquement viables minimaux de 1 992 tonnes. Auparavant, le niveau de 1 992 tonnes était utilisé comme limite inférieure stricte du TAC (MPO 2014), mais il a été assoupli à l'objectif énoncé lorsqu'une limite stricte a été jugée impossible à atteindre (Cox *et al.* 2019).

2.2.1.2. Mesures du rendement

L'évaluation des procédures de gestion par simulation exige qu'on dispose d'un indicateur de rendement quantitatif pour chaque objectif en matière de pêche. Les indicateurs de l'état du stock sont tous mesurés d'après la biomasse du stock reproducteur de femelles réelle au sein du modèle opérationnel. Nous faisons porter notre évaluation sur deux générations de morues charbonnières (36 ans) en tant que cadre temporel « raisonnable » requis par l'approche de

précaution du MPO (MPO 2006) et sur dix ans, à court terme, pour refléter les intérêts économiques de l'industrie.

Les statistiques sur le rendement correspondant à chacun des objectifs 1 à 5, ainsi que d'autres chiffres d'intérêt, sont présentés au tableau 4. Les statistiques du rendement sont calculées pour chaque répétition de simulation ($n = 100$) pour une combinaison donnée de scénarios de MO et de PG. Le rendement prévu d'une procédure de gestion, compte tenu des données simulées par le MO, est résumé par la moyenne (ou la médiane) des répétitions. Lorsqu'un résumé global du rendement pour plusieurs scénarios est requis, une moyenne pondérée des mesures du rendement de chaque scénario est calculée.

2.2.2. Modèle opérationnel

Le cadre de simulation en boucle fermée MS3-SAB de la morue charbonnière est conditionné par les distributions a posteriori échantillonnées à partir des cinq scénarios du MO-MCH décrits dans l'analyse de scénarios ci-dessus qui définit l'ensemble de référence des modèles opérationnels. Pour tous les modèles opérationnels de l'ensemble de référence, la dynamique de la population et les modèles des observations dans le cadre MS3-SAB pour la production de données simulées correspondent en grande partie à ceux définis pour le modèle d'estimation mis en œuvre dans le TMB (tableaux 2, 3), de sorte que nous ne les reproduisons pas intégralement. La seule différence réside dans la méthode de simulation des recrutements dans les projections. Les simulations des recrutements ont ajouté le facteur de correction de biais suivant :

$$R_t = \frac{4R_0B_{t-1}}{B_0(1-h) + (5h-1)B_{t-1}} \cdot e^{\sigma_R \cdot \omega_t - 0.5\sigma_R^2},$$

qui est appliqué de façon à ce que la dynamique médiane projetée corresponde à l'équilibre du modèle (c.-à-d. le rendement et la biomasse) lorsqu'une mortalité par pêche constante est appliquée.

2.2.3. Procédure de gestion de la morue charbonnière

La PG de la morue charbonnière est composée i) de données de surveillance de la pêche de la morue charbonnière ii) d'un modèle de production état-espace (MPEE) pour évaluer la biomasse de morue charbonnière de taille réglementaire, et iii) d'une règle de contrôle des prises pour transformer les estimations de la biomasse et de la productivité du MPEE en une recommandation de TAC.

Les données de surveillance des pêches utilisées pour les évaluations du MPEE sont les mêmes données d'indice et de débarquement utilisées pour ajuster le modèle opérationnel de la morue charbonnière décrit plus tôt dans le présent document, nous ne les décrivons donc pas ici. Une description du MPEE est présentée à l'annexe E.

2.2.3.1. Règle de contrôle des prises

La règle de contrôle des prises (RCP) pour la morue charbonnière de la Colombie-Britannique détermine un taux d'exploitation cible fondé sur les estimations du MPEE de la biomasse de la morue charbonnière de taille réglementaire (figure 5). Plus précisément, à l'intérieur d'un pas de temps de simulation en boucle fermée t , le MPEE génère une prévision de la biomasse de la morue charbonnière de taille réglementaire \hat{B}_t et de deux points de contrôle opérationnels $0,4\hat{B}_{RMD}$ et $0,6\hat{B}_{RMD}$, où \hat{B}_{RMD} est l'estimation de la biomasse optimale dans la structure du modèle de production simplifié (c.-à-d. qu'il est distinct des points de référence de la pêche établis à partir du modèle opérationnel structuré selon l'âge). Les estimations de la biomasse et

des points de contrôle du MPEE sont ensuite utilisées dans une RCP à deux étapes, où la première étape établit le taux d'exploitation cible au moyen de la fonction rectilinéaire

$$U_t = \begin{cases} 0 & \hat{B}_t \leq 0.4\hat{B}_{RMD} \\ U_{max} \cdot \frac{\hat{B}_t - 0.4\hat{B}_{RMD}}{0.6\hat{B}_{RMD} - 0.4\hat{B}_{RMD}} & 0.4\hat{B}_{RMD} < \hat{B}_t \leq 0.6\hat{B}_{RMD} \\ U_{max} & 0.6\hat{B}_{RMD} < \hat{B}_t \end{cases}$$

Le taux d'exploitation cible maximal $U_{max} = 0,055$ est en place depuis l'année de pêche 2022-2023, après une réduction graduelle de 0,095 en 2017-2018 à 0,055 en 2022-2023 (Cox *et al.* 2023). Le U_t qui en découle est le taux d'exploitation appliqué à la PG, qui, lorsqu'il est multiplié par la biomasse réglementaire estimée, produit une limite de prises pour l'année t , c.-à-d., $Q'_t = U_t \hat{B}_t$. Au cours de la deuxième étape, on applique une augmentation de la limite de prises minimale de 200 tonnes, de sorte que la limite de prises augmente seulement si le TAC de l'année précédente dépasse 200 tonnes, sans que la limite de prises diminue, c.-à-d.,

$$Q_t = \begin{cases} Q'_t & Q'_t - Q_{t-1} \geq 200 \\ Q_{t-1} & 0 < Q'_t - Q_{t-1} < 200 \\ Q'_t & Q'_t - Q_{t-1} \leq 0 \end{cases}$$

La limite de prises établie par la PG appliquée à la pêche a généralement été adoptée comme TAC par les gestionnaires des pêches (annexe A, tableau A-1).

2.2.4. Simulations de rétroaction en boucle fermée

Nous utilisons l'algorithme à boucle fermée suivant pour appliquer les PG possibles aux données simulées générées par les modèles opérationnels (Walters 1986; de la Mare 1998; Cooke 1999; Punt et Smith 1999; Sainsbury *et al.* 2000; Butterworth 2007) :

1. Pour chaque modèle opérationnel de l'ensemble de référence, initialiser un modèle de simulation préconditionné pour la période (1965 à 2021) en fonction d'un tirage aléatoire de la distribution a posteriori du modèle opérationnel.
2. Projeter la population et la pêche du modèle opérationnel dans l'avenir, un pas de temps à la fois; À chaque étape, appliquer ce qui suit :
 - a. Produire les données sur les prises et les relevés disponibles pour l'évaluation des stocks.
 - b. Appliquer le MPEE pour estimer les quantités requises par la règle de contrôle des prises.
 - c. Appliquer la règle de contrôle des prises décrite ci-dessus afin de générer une limite de prises.
 - d. Mettre à jour la population du modèle opérationnel compte tenu du taux de mortalité par pêche généré par la limite de prises de la PG et le nouveau recrutement.
 - e. Répéter les étapes 2.i à 2.iv jusqu'à la fin de la période de projection.
3. Répéter les étapes 1 et 2 pour 100 tirages aléatoires a posteriori.
4. Calculer les statistiques quantitatives du rendement pour les 100 répétitions.

Pour chaque répétition de simulation, la même graine aléatoire est utilisée dans tous les modèles opérationnels de sorte que les erreurs de processus et d'observation sont identiques, tandis que l'incertitude structurelle varie. Par conséquent, la différence des mesures du

rendement entre les scénarios de modèle opérationnel est principalement fondée sur les différences structurelles, et l'effet du caractère aléatoire est réduit au minimum. Le caractère aléatoire ne peut toutefois pas être complètement éliminé, car la méthode de Monte-Carlo hamiltonienne pour l'intégration des distributions a posteriori du modèle comprend également un élément de caractère aléatoire qui ne peut pas être supprimé par échantillonnage délibéré.

Le rendement final d'une procédure de gestion est évalué par rapport aux cinq modèles opérationnels de l'ensemble de référence. Les mesures composites du rendement finales pour chaque objectif sont calculées comme la moyenne pondérée sur les modèles,

$$M = \sum_{m \in \mathcal{O}} \iota_m M_m,$$

où M est la mesure composite, m est un indice de chaque modèle opérationnel dans l'ensemble de référence \mathcal{O} , ι_m est la pondération de chaque modèle et M_m est la mesure de rendement propre au modèle définie dans le tableau 4.

Le taux d'exploitation cible utilisé pour établir les TAC de la morue charbonnière en Colombie-Britannique a changé presque chaque année depuis 2011 (annexe A). Les changements futurs du taux d'exploitation ne devraient se produire que lors des mises à jour du MO (intervalles de 3 à 5 ans) à l'avenir, de sorte que la variation des taux d'exploitation n'est pas incluse dans les simulations en boucle fermée, car il est difficile de saisir le processus de calibrage dans les simulations et les modèles opérationnels recalibrés seront toujours mis à l'essai par rapport à la PG mise à jour avant son adoption. Nous remarquons que tous les changements précédents du taux d'exploitation cible maximal ont été mis à l'essai dans le cadre d'une simulation. Tout d'abord, au cours des premières années (2011 à 2015), la variation historique a été attribuable au fait que le taux d'exploitation cible maximal a été estimé à partir du MPEE, ce qui a produit une variation annuelle. Après 2016, le taux d'exploitation cible maximal a été fixé, mais graduellement diminué, comme nous l'avons expliqué ci-dessus. Dans les deux cas, les méthodes d'établissement d'un taux d'exploitation ont été mises à l'essai par simulation avant l'adoption de la PG.

2.2.5. Procédures de gestion

Au total, 17 procédures de gestion sont mises à l'essai en simulation dans le cadre des cinq scénarios des modèles opérationnels de l'ensemble de référence. Tout d'abord, nous avons mis à l'essai la procédure de gestion actuelle (**currMP**), avec son taux d'exploitation cible de 5,5 % et son augmentation minimale de 200 tonnes du TAC. En plus de celle-ci, une grille de PG de rechange est mise à l'essai, ce qui fait varier le taux d'exploitation cible U_{max} appliqué dans la règle de contrôle des prises sur une plage de 6,0 % à 7,5 % par paliers de 0,1 %. Ces « grilles » de PG sont étiquetées **targHRX** où X est le taux d'exploitation cible.

2.3. PRISE EN COMPTE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

Nous prenons en compte l'incidence potentielle des conditions environnementales sur la dynamique de la population de morue charbonnière, comme il est décrit à l'annexe F. Nous résumons des études publiées précédemment pour déterminer les liens mécanistes connus ou présumés entre les processus de la population de morue charbonnière (p. ex. la dynamique du recrutement et de la croissance) et les conditions environnementales. Nous présentons ensuite des études fondées sur des données sur les liens possibles entre les caractéristiques de la population de morue charbonnière en Colombie-Britannique et un sous-ensemble des variables environnementales possibles. Deux caractéristiques différentes de la population sont utilisées pour représenter la dynamique de la morue charbonnière, à savoir i) les écarts du recrutement

par rapport à la relation stock-recrutement sous-jacente et ii) un indice morphologique de l'état corporel de la morue charbonnière fondé sur le poids du poisson par rapport à sa longueur.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. AJUSTEMENTS DU MODÈLE OPÉRATIONNEL, ÉTAT DU STOCK ET POINTS DE RÉFÉRENCE

Nous présentons ci-dessous les résultats du modèle opérationnel de base **baseOM** en nous concentrant d'abord sur les ajustements aux données, la dynamique historique et les estimations des points de référence. Ensuite, les analyses de transition et de rapprochement (annexe 9) sont résumées, ainsi que l'analyse rétrospective de l'ajustement du modèle **baseOM**. Les mesures de convergence et les analyses de sensibilité pour le **baseOM** sont détaillées en annexe D. Enfin, les différences dans les estimations de la biomasse, de la productivité et de l'état du stock entre les cinq modèles opérationnels de l'ensemble de référence sont présentées.

3.1.1. Ajustement du modèle opérationnel de base aux données

Les ajustements des CPUE de la pêche au piège et du relevé normalisé, tous deux abandonnés en 2009, sont comparables à ceux obtenus à l'aide de modèles opérationnels antérieurs (figure 6). Bien qu'une série de résidus positifs se produise pour les récentes observations du relevé aléatoire stratifié, la tendance linéaire des résidus sur toute la série chronologique n'est pas statistiquement significative ($p > 0,05$, figure 6, panneau inférieur). Cette tendance de résidus positifs récents pourrait découler de facteurs tels que la mauvaise résolution du moment et de l'ampleur des récents événements de recrutement, la migration vers/depuis les systèmes adjacents aux États-Unis étant altérée par les paramètres de recrutement et de mortalité naturelle, ou une possible erreur de spécification de la sélectivité (c.-à-d. que les poissons arrivent à des tailles vulnérables plus tôt que prévu dans le modèle de sélectivité).

Les mises en œuvre précédentes du MO-MCH ont montré un manque persistant d'ajustement de la classe d'âge de l'accumulateur (groupe plus) pour la pêche au piège, le relevé normalisé et le relevé aléatoire stratifié; ces problèmes persistent à des degrés divers dans le MO-MCH (figure 7). Les problèmes liés à la composition selon l'âge de la pêche au piège ne sont pas si surprenants, étant donné que les limites de taille de la morue charbonnière, la composition selon l'âge et l'intensité de l'échantillonnage ont toutes changé au fil du temps, et que le grand résidu du groupe plus semble être principalement présent dans les échantillons prélevés au cours des années 1980; cependant, le groupe plus a également été surestimé au cours des dernières années (annexe G). Le relevé normalisé montre une série d'erreurs résiduelles positives pour les classes d'âge 5 à 10 chez les mâles et les femelles (figure 7), qui est compensée par une série de résidus négatifs après l'âge 15. La série de résidus positifs pour les âges 5 à 10 dans l'ajustement moyenné dans le temps aux données de composition selon l'âge du relevé normalisé est corrélée avec l'ensemble de données de 1992 (1 064 échantillons), mais elle est également influencée par les données de 2002 (annexe G, figure G-6), ce qui indique qu'elle peut être causée par l'erreur de détermination de l'âge dans les observations de classes d'âge plus grandes de 1990 et de 2000 (non présentées). L'ajustement aux compositions selon l'âge du relevé aléatoire stratifié est semblable à celui du relevé normalisé, bien que les résidus soient plus petits au cours de la série chronologique (figure 7), ce qui pourrait représenter le plan d'échantillonnage amélioré comparativement au relevé normalisé. Une série de résidus négatifs pour les âges 12 à 19 est cohérente entre les mâles et les femelles pour le relevé aléatoire stratifié (figures G-7, G-8), et est également conforme aux

ajustements du modèle ADMB (MPO 2019; MPO 2020). La cohérence avec les mises en œuvre précédentes du modèle semble indiquer que la tendance résiduelle peut découler de diverses combinaisons d'erreurs de détermination de l'âge, de biais d'échantillonnage dans la pêche et de relevés à emplacement fixe, ainsi que d'une possible erreur de spécification du modèle, par exemple, en supposant une population côtière fermée en Colombie-Britannique.

La composition selon la longueur de la pêche au chalut est la plus récente addition de données pour le modèle opérationnel de la morue charbonnière (figure 8). Bien que les ajustements du MO-MCH à ces données ne soient pas exceptionnels, ils capturent le membre ascendant des distributions de longueur malgré certains ajustements de faible qualité au cours d'années distinctes (annexe G). Une étude plus poussée des origines de la composition selon la longueur de la pêche au chalut est probablement justifiée puisque la majeure partie de la masse de l'échantillon provient de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire et que les mesures sur le pont des poissons avant leur remise à l'eau pourraient poser certains problèmes. Par exemple, les ajustements des données sur la composition selon la longueur sont meilleurs pour les données par sexe que pour les données de sexe indéterminé, ce qui pourrait se produire si on a de la difficulté à déterminer le sexe de plus petits poissons et qu'il y a, par conséquent, une plus forte proportion d'observations de sexe indéterminé dans les classes de longueur plus petite. De plus, les classes de longueur dans la queue inférieure des distributions de la longueur selon l'âge sont habituellement plus difficiles à ajuster et peuvent nécessiter des changements au modèle de la longueur selon l'âge, comme l'ajustement du coefficient de variation.

Les écarts de recrutement estimés ont un résidu moyen d'environ $-0,23$ d'écart type (figure 9), ce qui indique que les recrutements sont inférieurs à la moyenne pour la plupart des années. Le résidu moyen négatif correspond à la dynamique de recrutement sporadique qui caractérise les stocks de morue charbonnière à l'échelle de la côte, avec des périodes de faible recrutement parsemées de fortes classes d'âge; cependant, des résidus moyens négatifs peuvent également indiquer que certains prélèvements ne sont pas correctement comptabilisés. Cette situation pourrait survenir en raison d'une sous-estimation des remises à l'eau ou de la déclaration de débarquements de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire comme étant des débarquements de poissons de taille réglementaire avant 2017. On croit que ce dernier événement s'est produit à l'occasion dans la pêche au chalut avant 2017, surtout dans la pêche pélagique au chalut de la merluche (annexe A). Pour les années suivant 2017, pour lesquelles des estimations des débarquements de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire sont disponibles, ces débarquements ont été comptabilisés comme des remises à l'eau.

Les prises débarquées de chacune des flottes commerciales de pêche au piège et à la palangre sont ajustées presque sans erreur résiduelle, comme prévu, et présentent certaines variations pour la pêche au chalut (figure 10, colonne de gauche). Bien que les remises à l'eau s'ajustent raisonnablement bien en moyenne, le modèle présente des difficultés au cours des dernières années, malgré le forçage de plus petites erreurs types résiduelles dans la vraisemblance des remises à l'eau de la pêche au chalut (figure 10, colonne de droite). La présence de grandes classes d'âge peut révéler certaines faiblesses dans nos hypothèses sur la façon dont les remises à l'eau sont générées. En particulier, la formulation actuelle suppose que le poisson de taille inférieure à la taille réglementaire est pêché en proportion de son abondance et des quotas propres à la flotte. Nous savons, par exemple, que ce n'est pas le cas pour les pêches au chalut et, dans une certaine mesure, pour les pêches à la palangre non dirigées, qui interceptent toutes deux la morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire dans les pêches ciblant d'autres espèces. Les futurs modèles opérationnels doivent envisager des façons de tenir compte de ces remises à l'eau qui sont également compatibles avec les projections prospectives. Une option consiste à ajouter au modèle des flottes de pêche non

dirigée, comme des flottes de pêche au chalut ou à la palangre non dirigée ayant la même sélectivité que la partie de pêche dirigée, mais axées sur l'effort de pêche plutôt que sur l'aptitude à la pêche. Pour ce qui est du modèle **baseOM**, les remises à l'eau sous-estimées entraînent une mortalité par pêche sous-estimée et, dans une moindre mesure, des recrutements récents sous-estimés.

3.1.2. Dynamique historique et points de référence

Les estimations mises à jour du MO-MCH pour ce qui est de la biomasse historique, du recrutement et des taux d'exploitation de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique sont semblables à celles des modèles précédents. Pour la mise en œuvre actuelle selon l'hypothèse du modèle **baseOM**, les estimations de la biomasse et du recrutement indiquent que le déclin historique du stock a été inversé par l'arrivée des grandes classes d'âge de 2015 à 2017 (figure 11). Les poissons de ces classes d'âge ont d'abord fait partie de la biomasse de taille inférieure à la taille réglementaire, qui a culminé vers 2019-2020, puis ont grandi pour composer la biomasse de taille réglementaire, les femelles atteignant la maturité pour contribuer à la biomasse reproductrice. Comme la biomasse est alimentée par des recrutements importants et que la PG a mis en œuvre une réduction graduelle des taux d'exploitation cibles maximaux de 2017 à 2022, les taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire ont continué de diminuer sous U_{RMD} , atteignant des niveaux aussi bas que 4,5 % (réglementaire) et 2,1 % (non réglementaire) ces dernières années.

Les estimations des recrutements d'âge 1 au fil du temps montrent la même tendance relative que les mises en œuvre du modèle précédent, mais les grandes classes d'âge semblent plus moyennes que le recrutement non exploité (figure 11, deuxième rangée). En effet, les grandes classes d'âge précédentes avec des années d'éclosion en 2000, 2008 et 2013 sont toujours plus importantes que le reste de la série chronologique, mais les classes d'âge de 2008 et de 2013 ont une masse de probabilité significative inférieure à la nouvelle estimation plus élevée de R_0 . Le R_0 plus élevé est influencé par le fait que les classes d'âge récentes sont les recrutements les plus élevés estimés pour ce stock se produisant presque au moment de la biomasse la plus faible (figure 12).

Les estimations du MO-MCH des points de référence biologiques sont également similaires à celles des mises en œuvre précédentes (figure 13). Le taux d'exploitation médian a posteriori optimal de poissons de taille réglementaire en 2021 U_{RMD} est d'environ 6,5 % (**baseOM**), avec un intervalle de crédibilité (IC) à 95 % variant de 5,2 % à 7,6 %, avec un RMD réglementaire d'environ 3 500 tonnes (2 980 t à 4 100 t, IC à 95 %) et une biomasse reproductrice optimale B_{RMD} d'environ 22,8 kilotonnes (20 kt à 26,1 kt, IC à 95 %).

3.1.3. Analyses de transition et de rapprochement

La nouvelle mise en œuvre du MO de la morue charbonnière dans le TMB ne présente aucun problème majeur d'après les résultats des analyses de transition et de rapprochement (annexe C). Bien que les deux mises en œuvre diffèrent en ce qui concerne les estimations de paramètres particuliers fondées sur l'ensemble de données de 2018 et les hypothèses examinées, les estimations finales des points de référence biologiques et de l'état du stock se situent principalement à l'intérieur des marges d'erreur d'estimation. De plus, certaines des différences dans les estimations des paramètres entre les deux mises en œuvre ajustées aux données de 2018 sont inversées lorsque la mise en œuvre dans le TMB est ajustée aux données de 2018 et de 2021 selon les hypothèses actuelles du coefficient de variation de pêche au chalut avec remise à l'eau.

3.1.4. Analyse rétrospective

Les ajustements du modèle rétrospectif pour le modèle **baseOM** montrent un changement de l'équilibre non exploité ($B_0 R_0$) et de la productivité ($h U_{RMD}$) au fil du temps (tableau 7). Depuis 2005, les estimations modélisées de la biomasse non exploitée, du taux de variation et de la mortalité naturelle des femelles ont toutes variées, parfois d'environ 10 %. La biomasse reproductrice estimée a diminué en termes relatifs et absolus au cours de la période de 2005 à 2019 (figure 14). Certaines années, la tendance estimée semble s'inverser, car l'indice de relevé et les données sur l'âge indiquent que le stock a peut-être commencé à se rétablir (p. ex. la couche de 2014), mais à mesure que de nouvelles données ont été ajoutées, la tendance à la baisse s'est poursuivie. Le décalage entre le recrutement des relevés et le recrutement du stock reproducteur maintient le déclin à long terme, même si les données des relevés laissent entendre que le stock augmente depuis environ 2017. Les estimations de la biomasse reproductrice et de l'épuisement atteignent leurs valeurs les plus faibles en 2018-2019, avec une légère augmentation jusqu'en 2020, puis un bond très important après l'ajout des données de 2021 (figure 14, ligne de référence noire épaisse).

Les points de référence fondés sur le RMD ont également changé au cours de la période rétrospective de 2005 à 2021 (tableau 7). Malgré des variations allant jusqu'à 10 % de la biomasse et à 20 % de la productivité, la B_{RMD} est demeurée relativement stable, se situant entre environ 20 et à peu près 23 kilotonnes. Le taux d'exploitation optimal des prises de taille réglementaire U_{RMD} est à peu près aussi variable que celui de la période rétrospective allant de 0,054 en 2009 à 0,087 en 2021. Cette variation est en grande partie attribuable à la force de la classe d'âge et à son influence sur la relation stock-recrutement.

La force rétrospective de la cohorte montre que la force de la classe d'âge (c.-à-d. les écarts de recrutement normalisés) peut se stabiliser après l'âge 4 ou 5 (figure 15). Cela laisse croire que les classes d'âge de 2015 et de 2016 pourraient maintenir leur force estimée actuelle, bien que la corrélation négative entre la force rétrospective de la cohorte de 2016 et de 2017 puisse indiquer qu'il y a des propagations d'âge. De plus, les grandes classes d'âge précédentes en 2008 et 2013 présentent une plus grande variabilité après l'âge 5 que les cas inférieurs à la moyenne, car elles migrent vers un écart nul au fil du temps; cependant, la stabilité dans les classes d'âge inférieures à la moyenne peut être exagérée par l'asymétrie dans l'a priori log-normal des erreurs du processus de recrutement. Cela signifie que de petites variations des résidus négatifs ont un effet plus important sur les estimations absolues du recrutement que de petites variations des résidus positifs. De plus, le mouvement vers zéro dans les classes d'âge de 2008 et de 2013 est en partie lié à l'augmentation du recrutement non exploité R_0 au cours de la même période (tableau 7), qui pourrait s'inverser à mesure que la grande activité de recrutement actuelle fait son entrée dans la pêche.

3.1.5. Comparaison des modèles opérationnels de l'ensemble de référence

Les principales différences entre les cinq modèles opérationnels de l'ensemble de référence pour la période de 1965 à 2021 sont liées à l'axe d'incertitude du coefficient de variation des observations des remises à l'eau. À mesure que ce coefficient de variation pour la pêche au chalut est réduit de l'estimation du maximum de vraisemblance conditionnelle de $\tau_{D3} = 0,744$ à la valeur fixe de $\tau_{D3} = 0,05$, la biomasse reproductrice médiane a posteriori actuelle augmente de 21,65 kt dans le MO **hiReICV** à environ 29 kt pour le **baseOM** et atteint un maximum de 35,93 kt pour le scénario du MO **loReICV** (tableau 5, figure 16).

L'augmentation de la biomasse reproductrice actuelle sur l'axe du coefficient de variation des observations des remises à l'eau est en grande partie attribuable à la taille de la classe d'âge de 2017, qui augmente à mesure que ce coefficient est réduit afin de fournir un nombre

suffisant de petits poissons pour expliquer les observations des remises à l'eau de la pêche au chalut (figure 16). Comme on l'a décrit ci-dessus, les remises à l'eau sont proportionnelles à l'abondance et aux débarquements par flotte; par conséquent, étant donné les faibles débarquements absolus dans la flotte de pêche au chalut, l'abondance est le seul levier restant disponible pour le MO-MCH afin de réduire les résidus des observations des remises à l'eau de la pêche au chalut.

L'assouplissement des coefficients de variation des observations des remises à l'eau réduit les valeurs de la fonction de vraisemblance logarithmique négative pour les données sur les remises à l'eau de la pêche au chalut, les données sur les prises au chalut et les données sur l'âge du relevé aléatoire stratifié (tableau 6). Malgré cela, le MO **hiReICV** est considéré comme moins plausible, car les valeurs réduites de la fonction de vraisemblance logarithmique pour les remises à l'eau de la pêche au chalut sont quelque peu trompeuses. Les valeurs de la fonction de vraisemblance sont basées sur des résidus normalisés, et l'estimation du maximum de vraisemblance conditionnelle de l'erreur type des remises à l'eau $\tau_{D_3} = 0,744$ du MO **hiReICV** est d'environ 7,5 fois la valeur fixe $\tau_{D_3} = 0,1$ du scénario **baseOM**. Le coefficient de variation des remises à l'eau plus élevé permet également au MO-MCH de mieux s'ajuster aux débarquements de la pêche au chalut, car il y a beaucoup moins de tension entre les éléments de vraisemblance de la pêche avec remise à l'eau pour la flotte de la pêche au chalut en fonction de l'hypothèse de proportionnalité entre eux. La réduction de l'erreur résiduelle de la composition selon l'âge qui en résulte est attribuable à une estimation plus faible de la classe d'âge de 2017 (figure 16), qui, dans le modèle **baseOM**, est fondée principalement sur les observations des remises à l'eau et qui n'est pas fortement appuyée par les données d'observation de l'âge du relevé hauturier. Le manque de soutien pour les observations de l'âge pourrait être le résultat de plusieurs facteurs en interaction, comme l'erreur de détermination de l'âge, le biais dans les estimations des observations des remises à l'eau à partir des données des journaux de bord, ou la migration entre la population de morue charbonnière de la Colombie-Britannique et les populations du sud-est de l'Alaska et de la côte ouest des États-Unis, ce qui a une incidence sur les estimations du recrutement et de la mortalité.

Les seules différences significatives entre les deux scénarios de l'axe de productivité **hiProd** et **loProd** et le modèle **baseOM** concernent les estimations des points de référence fondés sur *RMD* (tableaux 5, 6). En effet, de petits changements dans le taux de variation de la relation stock-recrutement produisent souvent des effets mineurs sur la dynamique historique de la population d'un stock, car les erreurs types souvent élevées pour les erreurs du processus de recrutement ω_t ont tendance à compenser de petites variations de la courbe stock-recrutement prévue qu'impliquent les différentes valeurs du paramètre du taux de variation. Les changements du taux de variation ont tendance à avoir des effets plus importants sur les estimations de l'état du stock et sur le rendement futur des procédures de gestion, deux éléments qui sont examinés plus en détail ci-dessous.

3.1.6. Perte de rendement attribuable à la mortalité par rejet

On estime que 12 000 tonnes de rendement cumulatif lié aux poissons de taille réglementaire ont été perdues en raison de la mortalité par rejet depuis l'intégration de la pêche du poisson de fond en Colombie-Britannique en 2006 (figure 17), soit environ 30 % du rendement annuel moyen. Et ce, en comparaison avec le rendement cumulatif en l'absence de mortalité par rejet.

3.1.7. État du stock

L'inspection des résultats du MO-MCH dans les cinq scénarios des modèles opérationnels de l'ensemble de référence donne à penser que la biomasse reproductrice femelle de la morue charbonnière en Colombie-Britannique est actuellement supérieure à la B_{RMD} et que les taux

d'exploitation sont inférieurs au U_{RMD} pour une vaste gamme de modèles. L'état composite du stock, lorsqu'il est pondéré par rapport à l'ensemble des scénarios des modèles opérationnels, montre que la biomasse reproductrice femelle de la morue charbonnière au début de l'année 2022 est supérieure à la B_{RMD} avec une probabilité de 92 %, et que les taux d'exploitation de 2021 sont inférieurs au U_{RMD} avec une probabilité de 94 % (tableau 5).

Les estimations composites de l'état du stock en 2022 sont les plus fortement influencées par les estimations du scénario du modèle **baseOM**. Le stock est estimé à 133 % de la B_{RMD} , la biomasse reproductrice de 2022 étant supérieure à la B_{RMD} , avec une probabilité de 97 %. Le taux d'exploitation des prises de taille réglementaire de 2021 est inférieur au U_{RMD} avec une probabilité de 97 % et une estimation médiane de 69 % du U_{RMD} (tableau 5). L'état actuel du stock dans **baseOM** est en grande partie attribuable au recrutement élevé et aux faibles taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire qui en découlent, pour les nouvelles grandes classes d'âge en 2015 (~ 7 millions de recrues d'âge 1), en 2016 (~ 15 millions) et en 2017 (~ 16 millions). Ces trois événements de recrutement ont inversé le déclin de plusieurs décennies de la biomasse reproductrice femelle de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique, qui a atteint un creux d'environ 15 kt (figure 11), ou 60 % de la B_{RMD} en 2015, avec des taux d'exploitation proches du U_{RMD} (figure 18). Les taux de biomasse et les taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire semblent avoir été stables depuis environ cette période jusqu'à ce que les classes d'âge de 2015 à 2017 recrutées dans le stock reproducteur coïncident avec la réduction prévue des taux d'exploitation de 2017 (9,5 %) à 2022 (5,5 %), ce qui a produit une augmentation rapide de la biomasse reproductrice.

Sur la base d'une comparaison avec la manière dont les estimations historiques du recrutement se sont déroulées dans la pêche de la morue charbonnière (figure 11), les estimations des grandes classes d'âge de 2015 à 2017 pourraient être un seul événement de recrutement important propagé sur les trois années en raison d'une erreur de détermination de l'âge. Quoi qu'il en soit, les grandes classes d'âge pourraient ne pas se matérialiser de façon aussi impressionnante que l'indiquent les estimations actuelles, comme c'est le cas pour les classes d'âge 2000, 2008 et 2013. Par ailleurs, la classe d'âge de 2015 a été initialement détectée dans l'itération précédente du MO-MCH (MPO 2020), et bien que les estimations actuelles de la classe d'âge de 2015 soient plus petites maintenant que les estimations précédentes, elle continue d'apparaître comme un recrutement supérieur à la moyenne en Colombie-Britannique et dans les populations avoisinantes en Alaska et sur la côte ouest des États-Unis (figure 19), tout comme la classe d'âge de 2016 (Goethel *et al.* 2021; Kapur *et al.* 2021). La classe d'âge de 2017 est beaucoup moins certaine, car elle est en grande partie déterminée par l'ajustement aux remises à l'eau, mais elle est corroborée par l'évaluation du stock de l'Alaska de 2021, qui montre également une importante classe d'âge en 2017.

L'incertitude au sujet de la taille des grandes classes d'âge récentes et les différences qui en découlent dans l'état estimatif du stock sont saisies par l'ensemble de référence des modèles opérationnels (figures 18, 20). Le scénario du MO **hiReICV** est le plus prudent à cet égard, car il estime que la classe d'âge de 2017 est proche de la courbe stock-recrutement, et que celle de 2016 est environ 30 % plus petite que celle du modèle **baseOM** (figure 16). Par conséquent, le MO **hiReICV** produit l'estimation la plus prudente de l'état actuel du stock, avec une probabilité de 56 % que la biomasse reproductrice femelle de 2022 soit supérieure à la B_{RMD} et une probabilité de 75 % que les taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire de 2021 soient inférieurs au U_{RMD} . Bien que les indicateurs de l'état du stock dans le MO **hiReICV** soient plus prudents, il y a encore une probabilité modérément élevée que la morue charbonnière de la Colombie-Britannique ne soit pas surexploitée (ce qui signifie que le U ne dépasse pas le U_{RMD}) puisque la biomasse médiane de 2021 se situe autour de 1,02 B_{RMD} . Les autres modèles opérationnels indiquent une plus grande biomasse et des taux d'exploitation inférieurs au

modèle **hiReICV**, la différence la plus importante se constatant entre les scénarios de **baseOM** et de **loReICV**. Pour le **loReICV**, la biomasse reproductrice médiane a posteriori de 2022 est de 161 % de la B_{RMD} et le taux d'exploitation de 2021 est d'environ 60 % du U_{RMD} (tableau 5). Les scénarios de productivité **loProd** et **hiProd** sont plus similaires à ceux de **baseOM** dans les médianes a posteriori (tableau 5), mais les distributions de l'état du stock sont plus étroites (figure 20).

3.2. RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION

Compte tenu de l'augmentation générale des estimations de la productivité du stock depuis la dernière mise à jour du MO (MPO 2020), nous présentons des graphiques détaillés de la dynamique de la population, des limites de prises de la pêche et des taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire pour la procédure de gestion **currMP** actuelle de statu quo, et deux autres procédures ayant des taux d'exploitation cibles plus élevés de 6,0 % (**targHR6.0**) et de 6,4 % (**targHR6.4**) représentant une augmentation modérée du taux d'exploitation cible et le taux d'exploitation composite optimal des poissons de taille réglementaire sur l'ensemble des modèles opérationnels, respectivement. Les taux d'exploitation supérieurs à 6,4 % sont mis à l'essai pour explorer la relation entre le taux d'exploitation cible maximal et l'objectif du point de référence cible $P(B_{2052} > B_{RMD})$ (objectif 3).

Toutes les procédures de gestion mises à l'essai ont atteint les objectifs de conservation de la biomasse (objectifs 1 à 3; tableau 8). Compte tenu de la taille des nouvelles classes d'âge, la biomasse reproductrice femelle de la morue charbonnière en Colombie-Britannique est bien supérieure au PRL de $0,4B_{RMD}$ à plus de 95 % du temps dans n'importe quel MO, ce qui permet d'atteindre l'objectif 1 pour chaque MO ainsi que la mesure pondérée composite. De même, compte tenu de l'influence des grandes classes d'âge, la biomasse est supérieure à la B_{RMD} dans la plupart des cas, de sorte que l'objectif 2 est atteint dans la plupart des répétitions de chaque simulation et, par conséquent, la mesure pondérée composite également. Enfin, malgré le pic médian de la biomasse vers 2027 et la plupart des trajectoires de simulation montrant un plateau pendant cinq à huit ans, suivi d'un déclin jusqu'à la fin de la période de projection, la biomasse reproductrice femelle médiane est supérieure à la B_{RMD} en 2052 (figure 21, ligne pointillée verticale), répondant au critère de probabilité de 50 % de l'objectif 3.

Les grandes estimations des nouvelles classes d'âge dominant le rendement de conservation de la morue charbonnière en Colombie-Britannique pour les prochaines années (c.-à-d. que les objectifs 1 à 2 sont atteints). Par conséquent, les PG de rechange sont séparées par leur rendement en matière de prises. Il y a un compromis entre la probabilité de maintenir les prises au-dessus du niveau minimal de 1 992 tonnes requis pour une pêche viable (objectif 4, tableau 8) et la moyenne médiane des prises au cours des 10 prochaines années (objectif 5, tableau 8). La première va de 98,5 % pour la **currMP** à 95,5 % pour la **targHR7.5**, tandis que la moyenne médiane des prises jusqu'en 2031 va de 3 148 tonnes (**currMP**) à 4 380 tonnes (**targHR7.5**). En même temps, la variation interannuelle des prises, ou variation annuelle moyenne (VAM, tableau 8), augmente avec les prises moyennes, bien que sa fourchette de 3,95 % à 5,86 % soit assez étroite et que la variation soit faible.

La capacité de la pêche à atteindre les trois objectifs de conservation en vertu d'un MO est le résultat de la grande vague récente de recrutement de poissons dans la population et des taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire réalisés inférieurs au U_{RMD} (c.-à-d. une sous-pêche). Les poissons récemment recrutés arrivent à maturité et leur taille augmente, ce qui a poussé la biomasse reproductrice femelle composite pondérée au-dessus de la B_{RMD} avec une très forte probabilité, et cette croissance devrait se poursuivre jusqu'en 2027 (figure 21). La biomasse reproductrice médiane atteint son maximum à environ $1,75B_{RMD}$ en 2027, alors que les grandes classes d'âge de 2015 à 2017 atteignent leur taille maximale. À l'heure actuelle,

leur croissance ne domine plus la mortalité dans leur contribution au stock reproducteur femelle, de sorte qu'ils représentent une plus petite proportion de la biomasse reproductrice chaque année, car les poissons sont retirés par la pêche et la mortalité naturelle. Au-delà de 2027, la biomasse reproductrice femelle médiane plafonne à mesure que la croissance équilibre les prélèvements, et commence à diminuer à mesure que les recrutements importants vieillissent après 2033-2034 et se rapprochent en moyenne de la courbe stock-recrutement de Beverton-Holt prévue. Cependant, la biomasse reproductrice médiane ne descend jamais en dessous de la B_{RMD} en appliquant la PG ayant un taux d'exploitation maximal de 7,5 % (non présentée).

La fourchette étroite de probabilités pour les prises dépassant la limite inférieure de 1 992 tonnes (objectif 4, tableau 8) est une fonction du faible taux d'exploitation réalisé. La principale raison en est que la probabilité de l'objectif 4 est mesurée sur 100 répétitions et sur toute la période de projection à deux générations pour chaque modèle opérationnel. Compte tenu de l'état actuel du stock et des faibles taux d'exploitation effectifs, il y a très peu de chances que les prises tombent sous le niveau minimum viable avant 2050 dans le cadre d'un MO composite (figure 21), et même dans le cas de modèles opérationnels distincts ayant une biomasse de départ plus faible (*hiRelCV*) ou une productivité plus faible (*loProd*). Une meilleure façon de séparer les procédures de gestion en fonction du rendement des prises selon l'état actuel du stock, où les objectifs de conservation sont presque atteints par défaut, consiste à envisager un compromis entre les prises moyennes à court terme et les prises moyennes lorsque les limites de prises ne sont pas viables à long terme. (c.-à-d. mesure $E(C_t|C_t < 1\ 992)$ dans le tableau 8). Ce compromis peut être considéré comme une augmentation des taux d'exploitation ou comme la période pendant laquelle la pêche n'est pas viable sur le plan économique. Par exemple, le modèle **currMP** présente une variation relativement mineure par rapport à la médiane des prises après 2050, avec des limites de prises marginalement non viables d'environ 1 600 à 1 800 tonnes (figure 21, colonne de gauche), alors que les petites augmentations du taux d'exploitation pour les données des modèles **targHR6.0** et **targHR6.4** montrent des distributions de prises beaucoup plus larges vers la fin de la projection, et avec une queue inférieure de TAC vers 1 000 tonnes (figure 22, colonnes du milieu et de droite).

L'une des principales raisons pour lesquelles les limites de prises ne sont pas viables certaines années, même si la biomasse du stock est proche des niveaux cibles, est que le MPEE dans la PG a tendance à sous-estimer la biomasse des poissons de taille réglementaire interprétée par le MO-MCH. De par sa conception, le modèle MPEE est un modèle simple de dynamique de la biomasse avec une relation de production symétrique, tandis que le modèle opérationnel est entièrement structuré selon l'âge avec une relation de production plus réaliste qui tient également compte de la mortalité provoquée par les rejets, contrairement au modèle MPEE. Il existe également des limites strictes quant à la quantité de variation du processus dans le MPEE afin d'éviter une réaction excessive aux changements soudains importants des indices du stock qui peuvent être influencés par le bruit d'observation, ce qui signifie que la biomasse estimée par le MPEE a tendance à être inférieure à la biomasse « réelle » du MO-MCH. Par conséquent, le MPEE contribue au comportement de précaution de la procédure de gestion. Dans la plupart des modèles opérationnels et des répétitions de simulation, en particulier dans les années de projection antérieures pour les modèles opérationnels à forte biomasse en 2022, le MPEE peut sous-estimer la biomasse des poissons de taille réglementaire jusqu'à 50 % (figure 22). Par conséquent, les limites de prises sont plus basses, de sorte que les taux d'exploitation réalisés finissent bien en deçà du taux d'exploitation cible dans la règle de contrôle des prises (figure 22, rangée du bas). Dans le cas de la répétition présentée, l'écart par rapport à la sous-estimation est le plus grand au cours des 10 premières années des simulations et se rétrécit à mesure que la biomasse du MO est pêchée et que le poids des données éclaire le MPEE; en même temps, les taux d'exploitation effectifs se rapprochent du

taux d'exploitation cible à l'intérieur d'un point de pourcentage d'ici environ 2045 (figure 22, rangée du bas). Dans les répétitions où la biomasse reproductrice diminue sous la B_{RMD} avant la fin de la période de projection (non présentée), les estimations de la biomasse du MPEE tombent sous le point de contrôle supérieur de la RCP, ce qui réduit davantage le taux d'exploitation, produisant parfois des TAC non viables. Bien que les TAC non viables ne soient pas souhaitables d'un point de vue économique pour la pêche dirigée, la procédure de gestion fonctionne comme l'exigent les simulations pour maintenir la biomasse reproductrice au-dessus du point de référence limite.

3.3. PRISE EN COMPTE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

Aucune des variables environnementales prises en compte à l'annexe F n'était à elle seule un bon choix pour la caractérisation des conditions environnementales ayant une incidence sur le recrutement de la morue charbonnière en Colombie-Britannique. En revanche, notre analyse d'un indice annuel longueur-poids de l'état corporel a montré des corrélations modérées avec un large éventail de variables environnementales. Nos analyses de corrélation simples ne visent qu'à servir d'exploration initiale des liens potentiels. Nous formulons des recommandations à l'annexe F sur les orientations futures de la recherche visant à caractériser les liens entre les conditions environnementales et la dynamique de la population de morue charbonnière.

4. CONCLUSIONS

4.1. TRANSITION VERS UN MODÈLE OPÉRATIONNEL RÉVISÉ POUR LA MORUE CHARBONNIÈRE

Les analyses de transition et de rapprochement ne laissent entrevoir aucun problème dans la migration du MO-MCH vers le TMB. Bien que les estimations de paramètres particuliers diffèrent entre les mises en œuvre dans l'ADMB et le TMB en fonction de l'ensemble de données de 2018, leurs estimations finales des points de référence biologiques et de l'état du stock se situent principalement à l'intérieur des marges d'erreur d'estimation. De plus, certaines des différences dans les estimations des paramètres entre les deux mises en œuvre lorsqu'elles sont ajustées aux données de 2018 sont inversées lorsque les données sont mises à jour jusqu'en 2021 pour la mise en œuvre dans le TMB.

4.2. ÉTAT DU STOCK DE MORUE CHARBONNIÈRE EN 2022

L'état du stock de la morue charbonnière en Colombie-Britannique par rapport aux points de référence est estimé au moyen d'une approche de modèle d'ensemble qui couvre deux axes d'incertitude. Le premier axe est le taux de variation stock-recrutement (productivité), tandis que le deuxième est la biomasse terminale de la dernière année de l'évaluation. Ce dernier axe est contrôlé en faisant varier le niveau d'incertitude dans les observations des remises à l'eau. Cinq modèles opérationnels ont été élaborés le long de ces axes, et chacun d'entre eux s'est vu attribuer une pondération de vraisemblance. Une pondération de 50 % a été attribuée au modèle opérationnel de base en fonction de notre conviction qu'il s'agissait de la meilleure représentation du système de gestion de la morue charbonnière, tandis que les quatre autres cas étaient pondérés également (12,5 %). La mesure composite de l'état du stock a ensuite été calculée en tant que moyenne pondérée des données de sortie du MO. L'approche du modèle d'ensemble permet d'intégrer à l'estimation de l'état du stock des incertitudes structurelles cruciales dans les spécifications du MO-MCH.

Les résultats indiquent que le stock de morue charbonnière en Colombie-Britannique ne fait pas l'objet d'une surpêche. La biomasse reproductrice moyenne pondérée dans les MO au début de 2022 a été estimée à 29,9 kt, soit environ 1,32 fois la B_{RMD} ($P(B_{2022} > B_{RMD}) = 92\%$), tandis que le taux d'exploitation de 2021 de la morue charbonnière de taille réglementaire a été estimé comme étant de 71 % du U_{RMD} ($P(U_{2021} < U_{RMD}) = 94\%$).

4.3. RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION

Toutes les options de procédures de gestion envisagées (c.-à-d. celle qui est actuellement appliquée pour l'année de pêche 2022-2023 et les autres procédures de gestion comportant des taux d'exploitation cibles plus élevés de 6,5 % à 7,0 %) ont atteint les mesures de conservation de la biomasse et présentent un rendement satisfaisant par rapport aux objectifs de prises. Puisque les rendements des PG par rapport aux objectifs de conservation (1 et 2) et de biomasse cible (3) sont satisfaits, le choix d'une PG est en grande partie une décision de compromis entre le rendement et la probabilité d'une pêche économiquement viable. Une augmentation du taux d'exploitation cible par rapport à la valeur actuelle de 5,5 % pourrait être envisagée en fonction des résultats de simulation de la série de PG mises à l'essai.

4.4. CONSIDÉRATIONS ENVIRONNMENTALES

Aucune des variables environnementales prises en compte à l'annexe n'était une candidate particulièrement solide pour caractériser les conditions environnementales liées au recrutement de la morue charbonnière en Colombie-Britannique. En revanche, notre analyse d'un indice de l'état corporel pour la morue charbonnière adulte a montré une corrélation avec un large éventail de variables environnementales; cependant, la mesure dans laquelle la variation observée de l'état corporel aurait une incidence sur la dynamique de la population de morue charbonnière (p. ex. mortalité naturelle, potentiel de reproduction) est inconnue. Nos analyses de corrélation simples représentent une exploration des liens potentiels. Les travaux de recherche à venir sur les facteurs environnementaux de la dynamique de la population de morue charbonnière pourraient envisager d'utiliser des modèles linéaires généralisés (MLG) pour expliquer la variabilité du recrutement de la morue charbonnière en Colombie-Britannique en fonction de multiples variables environnementales opérant à diverses échelles spatio-temporelles et à divers stades du cycle biologique (Tolimieri *et al.* 2018; Haltuch *et al.* 2020). Par ailleurs, l'analyse factorielle dynamique (AFD; Zuur *et al.* 2003) pourraient servir à dégager une tendance commune dans de multiples variables environnementales qui pourraient ensuite servir à prédire la variation du recrutement (Haltuch *et al.* 2019).

Bien que les méthodes GLM ou AFD puissent améliorer la compréhension de la façon dont les conditions environnementales sont liées à la morue charbonnière de la Colombie-Britannique, on ne sait pas si l'intégration de ces méthodes dans l'élaboration du MO améliorerait le rendement de la gestion pour ce poisson. Les efforts visant à intégrer la variabilité environnementale dans les prévisions du modèle d'évaluation du stock impliquent le plus souvent des changements structurels à la fonction stock-recrutement, le nombre prévu de recrues au cours d'une année donnée étant ajusté en fonction de l'anomalie de cette année dans une variable environnementale (Schirripa *et al.* 2009). Des travaux précédents ont montré qu'il y avait peu de différence dans les prévisions des modèles d'évaluation des stocks de morue charbonnière lorsqu'on compare les modèles qui incluent des variables environnementales à ceux qui n'en incluent pas, lorsque des données suffisantes sur les relevés et la composition selon l'âge sont disponibles pour fournir des signaux de recrutement (Shotwell *et al.* 2014; Johnson *et al.* 2016), ce qui est actuellement le cas pour la morue charbonnière de la Colombie-Britannique.

En ce qui concerne les effets des changements environnementaux à long terme sur la morue charbonnière, deux études récentes ont porté sur l'examen de la façon dont les changements environnementaux survenus au cours de la dernière ou des deux dernières décennies ont influé sur la répartition, la biodiversité et la densité des espèces et des communautés de poissons de fond (English *et al.* 2022; Thompson *et al.* 2022). Ces études ont porté notamment sur la morue charbonnière, plus précisément sur la morue charbonnière suffisamment âgée pour être intégrée dans la pêche au chalut. Les changements environnementaux au cours de cette période ont été associés à des fluctuations temporelles de la biomasse de chaque espèce et de la communauté dans son ensemble; toutefois, le taux de variabilité due à l'évolution des conditions environnementales était généralement faible comparativement au rétablissement continu de la communauté de poissons démersaux à la suite de réductions récentes de l'intensité de la pêche commerciale (Thompson *et al.* 2022). English et ses collaborateurs (2022) ont constaté que la morue charbonnière présentait l'une des plus fortes augmentations des habitats propices parmi les espèces de poissons de fond en réponse à l'augmentation de la température, ce qui en fait l'une des espèces les moins susceptibles de connaître des déclin de population avec l'augmentation des températures.

À l'heure actuelle, le risque possible associé au fait de ne pas inclure les variables environnementales dans le modèle opérationnel (ou la procédure de gestion) de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique semble faible. L'atténuation des risques est également appliquée par le processus itératif d'ESG utilisé pour orienter les avis sur les prises. Plus précisément, le SGMC réagit à de nouvelles données et hypothèses sur la dynamique des stocks au moyen de mises à jour périodiques (3 à 5 ans) du modèle opérationnel et de mises à l'essai par simulation de PG proposées. L'application annuelle de la PG pour la morue charbonnière fournit un lien de rétroaction fort entre les mesures de gestion actuelles et la réponse future du stock, de sorte que la pression de pêche est réduite lorsque le stock est perçu comme étant en déclin, quel que soit le mécanisme. L'évaluation annuelle des tendances de l'abondance signifie que les écarts par rapport aux performances de gestion prévues sont susceptibles d'être détectés rapidement, ce qui permet d'intervenir si nécessaire.

4.5. PRÉCAUTION DANS LE SYSTÈME DE GESTION DE LA MORUE CHARBONNIÈRE

La morue charbonnière a été désignée comme étant un grand stock de poissons dans la réglementation en vertu de la *Loi sur les pêches* révisée, ce qui la rend donc assujettie aux dispositions relatives aux stocks de poissons. En vertu de ces dispositions, il existe une obligation légale de maintenir les grands stocks de poissons aux niveaux requis pour promouvoir la durabilité et d'élaborer et mettre en œuvre des plans de rétablissement pour les grands stocks de poissons qui ont diminué jusqu'à leur PRL ou qui se situent sous cette limite. On s'attend à ce que les estimations de l'état du stock par rapport aux points de référence soient un type d'information utilisé par le MPO pour évaluer la durabilité des pêches en vertu de la *Loi sur les pêches* (Marentette *et al.* 2021). Le tableau 9 présente un résumé des composantes de la stratégie de pêche de la morue charbonnière qui démontrent la conformité à ce règlement.

La gestion prudente des pêches comprend des systèmes qui mesurent les prises et l'abondance, des règles qui déterminent comment les prises devraient être ajustées par rapport aux données de surveillance du stock et de la pêche, et l'application des mesures de gestion (Hilborn 2002). En particulier, le SGMC comprend les exigences de base pour la durabilité de la pêche (Hilborn *et al.* 2015) :

1. Objectifs précis pour l'abondance et la pression de pêche;

-
2. Surveillance a) de la pression de pêche au moyen d'une surveillance électronique en mer à 100 % des prises conservées et remises à l'eau, ainsi que la validation à quai des débarquements, et b) de l'abondance au moyen d'un relevé annuel de l'abondance indépendant de la pêche dirigée et d'un programme de marquage-remise à l'eau relatif au rétablissement;
 3. Évaluations pour déterminer si les cibles sont atteintes selon des mesures de rendement prédéterminées au moyen de mises à jour régulières du MO de la morue charbonnière;
 4. Application d'une PG mise à l'essai par simulation qui intègre des effets de rétroaction pour ajuster la pression de pêche en réponse aux évaluations de la trajectoire du stock et la limiter lorsqu'elle est trop élevée;
 5. Systèmes d'application de la loi pour assurer la conformité aux règlements par la surveillance des prises et par l'entremise de la Direction générale de la conservation et de la protection du MPO.

Le SGMC suit une approche décisionnelle structurée (Gregory *et al.* 2012), où les mesures du rendement sont liées à des objectifs précis et le rendement relatif des options de gestion codifiées par les PG est comparé. Conformément à l'exigence de la politique de l'AP de tenir compte de l'incertitude, les dynamiques incertaines du stock et de la pêche sont représentées par des modèles opérationnels qui génèrent des données simulées avec lesquelles mettre à l'essai les PG proposées. Les mesures de rendement regroupées servent à filtrer les PG qui ne répondent pas aux objectifs impératifs ou « de satisfaction » et à quantifier les compromis entre les résultats de gestion et d'autres objectifs. Cela permet un choix stratégique de PG, plutôt que le simple remplacement d'une option de gestion existante sans preuve que le rendement de la gestion s'améliorera.

Les objectifs définis pour le SGMC répondent aux exigences législatives en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons et sont harmonisés avec la politique de l'AP (MPO 2006) visant à :

1. appliquer une tolérance réduite à la baisse des stocks à mesure que l'état du stock approche d'une limite;
2. préciser les mesures qui favorisent la croissance des stocks à un niveau souhaité.

Les objectifs de conservation 1 et 2 du SGMC reflètent l'objectif de la politique visant à éviter les résultats biologiques médiocres en restreignant les choix de gestion d'une PG à ceux qui évitent le PRL de $0,4B_{RMD}$ associé à une probabilité élevée (objectif 1). L'objectif 2 est une interprétation littérale du tableau 1 de la politique de l'AP du MPO[¹], qui précise une réduction linéaire de la tolérance pour une nouvelle baisse du stock, d'une probabilité modérée (50 %) à $0,8B_{RMD}$ à une probabilité très faible (5 %) à $0,4B_{RMD}$. Les PG qui ne présentent pas un rendement de simulation conforme à cette contrainte sont rejetées. L'objectif 2 répond également à l'objectif de la politique de l'AP d'introduire des mesures correctives de gestion bien avant l'atteinte d'un PRL et fournit une base prédéterminée pour un plan de rétablissement en cas de déclin des stocks vers un niveau indésirable. L'objectif 1 peut d'abord sembler redondant par rapport à l'objectif 2, puisque la même tolérance pour une nouvelle baisse des stocks est précisée dans le PRL (5 %); cependant, le délai plus long de 36 ans pour l'évaluation de l'objectif 1 par rapport à l'horizon de 10 ans pour l'objectif 2 met l'accent sur un rendement de conservation à long terme en créant une contrainte plus difficile à respecter lorsque la biomasse du stock est proche du PRL. L'objectif 3 limite le choix des PG à celles qui peuvent permettre d'atteindre un niveau de stock cible de B_{RMD} en 2052, au moins 50 % du temps par définition.

Chaque année, la gestion du stock de morue charbonnière fait l'objet d'une attention particulière. Le stock à l'échelle de la côte est indexé chaque année au moyen d'un relevé aléatoire stratifié au piège par zone et par profondeur, qui est très sélectif pour la morue charbonnière et qui permet d'obtenir une précision relativement élevée. L'application de la PG signifie que les données de relevé sont analysées chaque année et comparées à la gamme de résultats déterminés par la simulation afin de détecter les écarts. Il est peu probable que des écarts indésirables entre le rendement réalisé et celui qui est projeté dans la simulation passent inaperçus, ce qui permet de prendre des mesures correctives au besoin. Enfin, les ajustements annuels du taux d'exploitation en réponse aux estimations de la trajectoire du stock du MPEE signifient qu'il faut stabiliser le contrôle de la rétroaction négative pour établir un lien entre les mesures de gestion actuelles et la réponse future des stocks.

Le SGMC part du principe que des changements imprévisibles dans la dynamique du stock et de la pêche se produiront et applique un processus uniforme pour évaluer les conséquences de l'incertitude sur la prise de décisions. La mise à jour régulière (3 à 5 ans) du modèle opérationnel de la morue charbonnière permet d'intégrer de nouvelles données et hypothèses, ou d'éliminer les hypothèses pour lesquelles il y a peu de soutien.

4.6. LIMITES ACTUELLES

Comme pour toutes les évaluations, le modèle opérationnel actuel de la morue charbonnière comporte plusieurs incertitudes découlant des limites des données et des hypothèses au sujet de la population et de la dynamique de la pêche. On manque de données sur l'indice d'abondance et sur la composition selon l'âge pour tous les types d'engin durant la première partie des pêches (c.-à-d. dans les années 1960 et 1970). En outre, les données sur la composition selon l'âge et la taille pour la pêche à la palangre sont insuffisantes, ce qui signifie que nous continuons de nous fier fortement aux données de marquage-remise à l'eau pour estimer la sélectivité des tailles de ces flottes. L'échantillonnage biologique dans les pêches au piège et à la palangre est volontaire. Par conséquent, bien que la collecte de données sur ces pêches se soit améliorée par rapport aux années 1980 à 1990, la taille des échantillons des quatre dernières années demeure insuffisante. De plus, l'interruption du Programme des observateurs en mer pour la pêche au chalut au début de la pandémie de COVID-19 en 2020 a entraîné une perte de données sur la composition selon l'âge et la longueur de cette pêche. Des travaux sont en cours pour la reprise d'un programme d'échantillonnage biologique au chalut; cependant, on ne sait pas exactement quand le programme sera réévalué, ce qui créera un écart d'au moins trois à quatre ans dans la série chronologique.

L'ajustement aux compositions selon l'âge de la pêche au piège est une source constante d'incertitude pour les inférences des paramètres de population et le rendement des PG. Plus précisément, la pêche au piège surestime l'âge des poissons mâles de la classe d'âge 35 et plus de l'accumulateur, et cette surestimation est induite par les ajustements aux observations à haute fréquence des poissons mâles du même âge dans les données du relevé. Le MO-MCH surestime les prises à l'âge 35 et plus dans la pêche au piège parce qu'un grand groupe de poissons mâles d'âge 35 ans et plus est nécessaire pour s'ajuster aux données du relevé, et la sélectivité de la pêche au piège selon l'âge ne montre qu'un léger dôme en raison de la longueur asymptotique inférieure pour la morue charbonnière mâle. De telles surestimations peuvent indiquer une courbe de sélectivité mal définie pour les mâles, ce qui créerait un biais positif dans la mortalité par pêche selon l'âge pendant les projections; par ailleurs, le MO-MCH s'ajuste beaucoup mieux aux compositions selon l'âge des femelles, de sorte que le modèle de la sélectivité selon l'âge sous-jacente est probablement bien formulé. Une autre source de biais pourrait être la conversion à la sélectivité selon l'âge au moyen du modèle de croissance, dont la révision est une priorité pour les travaux futurs. Enfin, il pourrait y avoir un biais dans

l'échantillonnage des données biologiques, qui pourrait être corrigé par une certaine méthode de normalisation (Thorson 2019).

L'hypothèse d'une population fermée demeure une incertitude importante dans notre analyse. Des décennies de données de marquage-recapture aux États-Unis et au Canada indiquent que la morue charbonnière de la Colombie-Britannique n'est pas une population fermée. Bien que la majorité des morues charbonnières marquées en Colombie-Britannique soient recapturées en Colombie-Britannique, nous devons encore examiner le rôle relatif de la production locale par l'intermédiaire de la fraie par rapport aux déplacements nets de la morue charbonnière à partir du golfe d'Alaska vers la Colombie-Britannique, au nord, et vers la côte ouest des États-Unis, au sud. La recherche pourrait être orientée vers l'exploration d'options pour obtenir une perspective plus large du stock à l'échelle de la côte. Nous remarquons toutefois que le risque pour le stock d'hypothèses erronées au sujet de sa structure est atténué par l'inclusion de la rétroaction annuelle dans le système de gestion de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique par l'entremise de la PG, ainsi que par une gestion et une évaluation régulières rigoureusement réglementées dans les trois administrations concernées (Alaska, Colombie-Britannique et côte ouest des États-Unis).

Nous continuons de supposer que la population de la Colombie-Britannique a atteint l'équilibre de la biomasse non exploitée en 1965. Bien que les prises déclarées soient faibles durant les années 1960, ce qui soutient l'hypothèse de la biomasse non exploitée, l'industrie de la pêche estime que des prises considérables n'ont pas été déclarées avant les années 1970. L'hypothèse d'un état d'équilibre en 1965 est toutefois jugée nécessaire étant donné l'absence de données sur la composition selon l'âge et l'indice d'abondance avant le milieu des années 1960, ce qui rendrait difficile l'estimation d'une condition de départ autre que l'équilibre pour le MO-MCH.

Les mauvais ajustements des données sur les remises à l'eau au cours des dernières années indiquent que le MO-MCH a de la difficulté à représenter la dynamique des remises à l'eau, surtout pour les flottes de chalutiers et de palangriers. Nous croyons que la présence de grandes classes d'âge au cours des dernières années peut révéler certaines faiblesses dans les hypothèses sur la façon dont les remises à l'eau sont générées. La formulation actuelle suppose que les poissons de taille inférieure à la taille réglementaire sont capturés proportionnellement à leur abondance et aux quotas propres à chaque flotte; cependant, on ne s'attend pas à ce que ce soit le cas pour les secteurs de la pêche au chalut et, dans une certaine mesure, de la pêche à la palangre non dirigée, qui interceptent des morues charbonnières de taille inférieure à la taille réglementaire dans des pêches ciblant d'autres espèces. Les futures mises à jour du modèle opérationnel devraient envisager d'autres façons de tenir compte des remises à l'eau.

4.7. RECOMMANDATIONS QUANT À L'ORIENTATION DES FUTURES RECHERCHES

Notre amélioration itérative continue du MO de la morue charbonnière a permis de résoudre certains problèmes, mais ceux qui sont liés à la modélisation des remises à l'eau doivent faire l'objet de travaux supplémentaires. De plus, ce MO dépend fortement des données sur la composition selon l'âge, qui ne sont pas bien représentées dans deux des types d'engins de pêche commerciaux, et les lacunes relatives à la capacité de détermination de l'âge du poisson peuvent avoir une incidence sur la disponibilité future des données sur la composition selon l'âge. Les recommandations suivantes visent à tenir compte de ces considérations au cours des prochains cycles de l'ESG.

-
1. Une approche révisée de la modélisation des remises à l'eau qui saisit les mécanismes de génération appropriés avec moins d'incidence sur la sensibilité des paramètres. Il devrait exister une approche expérimentale, mettant à l'essai diverses options, comme la modification des pondérations de vraisemblance (c.-à-d. comme il est suggéré ci-dessus), qui modélise implicitement les changements de structure de flotte au moyen d'une composante de sélectivité variable dans le temps, ou une division plus explicite de la flotte de chalutiers en plusieurs composantes, comme les pêches au poisson de fond/pélagiques ou dirigées/non dirigées, en incluant des données relatives à l'effort pour déterminer les prises accessoires de la morue charbonnière au cours de la pêche non dirigée.
 2. Accorder la priorité à la collecte de données supplémentaires sur la composition des poissons de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire des flottes de palangriers et de chalutiers, avec un protocole d'échantillonnage normalisé.
 3. Envisager de nouvelles approches pour utiliser les données d'indice et de composition de la pêche au piège. Premièrement, la pêche au piège pourrait bénéficier d'une nouvelle méthode de normalisation des CPUE, car elle utilise actuellement les CPUE nominales. D'autre part, les CPUE de la pêche au piège ne sont pas utilisées comme indice après 2009, de sorte que la méthode employée pour élaborer cet indice peut avoir des effets limités sur les résultats de l'évaluation. Deuxièmement, il pourrait y avoir des façons de résoudre le problème de l'ajustement des données sur la composition selon l'âge de la pêche au piège (décrites ci-dessus dans la section sur les limites). Les options possibles comprennent une méthode de normalisation ou un autre modèle de croissance ou de sélectivité pour tenir compte des différences de disponibilité des poissons entre les relevés et la pêche au piège.
 4. Envisager d'augmenter la classe d'âge de l'accumulateur au-delà de l'âge 35. Les observations actuelles des données sur les prises selon l'âge des relevés sont les plus fréquentes dans la classe d'âge de l'accumulateur pour les mâles, ce qui est souvent interprété comme une indication que la classe d'âge de l'accumulateur est fixée à un niveau trop bas.
 5. Étudier la sensibilité du modèle opérationnel au niveau des données disponibles sur la composition selon l'âge, ainsi que la sensibilité aux différentes allocations de l'effort de détermination de l'âge entre le relevé de recherche et les trois différents engins de pêche commerciale. Compte tenu des besoins élevés en données du MO-MCH et de la capacité limitée pour la détermination de l'âge du poisson de fond dans la région du Pacifique, ce type d'analyse permettra de tirer le meilleur parti des ressources disponibles pour la prochaine mise à jour du MO.
 6. Envisager une initialisation de l'exploitation du modèle plutôt que de supposer que le stock est non exploité et à l'équilibre en 1965. Bien que les prises enregistrées immédiatement avant 1965 soient peu élevées, on sait qu'il y a eu des prises au début des années 1900. Ces prises antérieures à 1965, combinées à un comportement de fraie fractionnée, pourraient signifier que la biomasse de la morue charbonnière n'était pas à l'équilibre en 1965. Les effets potentiels d'une année de départ à l'équilibre mal définie pourraient être testés au moyen d'une simulation.
 7. Envisager un nouvel a priori pour les taux de mortalité naturelle M . L'a priori M actuel est très diffus et ne tient pas compte du cycle biologique de la morue charbonnière, tandis qu'un a priori plus informatif fondé sur les caractéristiques du cycle biologique peut améliorer les estimations de la productivité (Burch *et al.* 2023).

-
8. Réviser le traitement des données sur la longueur et la composition dans la flotte de chalutiers. L'ajout d'une composante de vraisemblance aléatoire selon la longueur (Piner *et al.* 2018) dans le MO-MCH pourrait réduire la sensibilité aux hypothèses relatives aux paramètres de croissance (qui sont actuellement fixes), ainsi que tenir compte de la croissance en cours d'année des poissons pour les observations de l'indice de la biomasse.
 9. Calibrer le modèle MPEE afin de réduire le biais dans les estimations de la biomasse des poissons de taille réglementaire, soit en introduisant une marche aléatoire dans les erreurs de processus du MPEE (connue sous le nom de bruit rouge) pour permettre une plus grande variabilité, ou en ajustant l'asymétrie dans la relation de production du MPEE.
 10. Envisager des façons de détecter les effets de la migration transfrontalière à partir des résultats de l'évaluation de la morue charbonnière et de les inclure d'une façon ou d'une autre. Une façon simple de détecter les effets serait de comparer les estimations du modèle à celles des évaluations des stocks dans les régions avoisinantes, où une corrélation négative dans les résidus de données de composition pourrait indiquer un mouvement transfrontalier. Une étape supplémentaire pour inclure ces effets dans le MO-MCH consisterait à appliquer certaines erreurs de processus propres à l'âge à la mortalité, ce qui pourrait reproduire les effets de l'émigration et de l'immigration en augmentant et en abaissant l'abondance de la classe d'âge indépendante de la mortalité et de la pêche (Nielsen et Berg 2014). Bien que le risque de ne pas tenir compte de la migration de la morue charbonnière soit faible comparativement aux risques de mortalité liée aux remises à l'eau, il pourrait être utile de quantifier ces effets.
 11. Intégrer des données de marquage à jour. À tout le moins, les a priori de la sélectivité fondés sur le marquage pourraient être mis à jour pour utiliser les données recueillies depuis 2018, ce qui couvrirait également la période des récents grands recrutements. Par ailleurs, les données de marquage pourraient être directement intégrées au MO-MCH pour de meilleures estimations de la sélectivité et de la mortalité.
 12. Mettre à jour toutes les hypothèses du modèle biologique. Il existe plusieurs hypothèses fondamentales concernant la biologie de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique (c.-à-d. croissance, maturité, etc.) qui correspondent aux hypothèses des modèles précédents ou qui sont fondées sur des ajustements aux données de 2018 (ou antérieures). Nous recommandons que ces hypothèses soient mises à jour avant la prochaine révision prévue du MO afin de s'assurer que les paramètres biologiques sont toujours appuyés par des données et la littérature récentes. De plus, nous recommandons la surveillance continue des données biologiques pour détecter les changements temporels et spatiaux de la longueur selon l'âge et de l'état corporel (Kapur *et al.* 2021).
 13. Déterminer une condition de rétablissement pour la morue charbonnière de la Colombie-Britannique. Bien que le stock n'ait pas besoin d'être rétabli à l'heure actuelle ou même à court terme, la *Loi sur les pêches* révisée du Canada exige que des plans de rétablissement soient mis en place pour les stocks prescrits qui se situent à leur PRL ou sous cette limite. Bien que la condition d'entrée dans un plan de rétablissement ait été établie, un critère de retrait du plan est également nécessaire pour passer à la gestion dans le cadre d'un PGIP. L'un des points du processus d'ESG consiste à planifier les mesures en réponse aux données et à l'information nouvelles, de sorte que l'intégration d'une condition de rétablissement dans les évaluations futures des PG aidera à établir des éléments de preuve indiquant que les PG sont en mesure d'appliquer la rétroaction corrective menant aux résultats de gestion souhaités au besoin.
 14. Poursuivre les travaux portant sur les effets des facteurs environnementaux sur la productivité de la morue charbonnière. Par exemple, une approche de « régime » pourrait

être adoptée pour estimer les effets environnementaux potentiels sur la dynamique de recrutement du stock (Punt *et al.* 2014; Perälä *et al.* 2016; Maunder et Thorson 2018).

5. REMERCIEMENTS

Les auteurs aimeraient souligner la contribution des participants à l'examen régional par les pairs de ce document de recherche en novembre 2022 pour leurs commentaires réfléchis, leurs suggestions d'améliorations et leurs recommandations quant à l'orientation de futures recherches. En particulier, nous aimerions remercier les deux examinateurs officiels, M. A. Hicks, de la Commission internationale du flétan du Pacifique, et M. F. Turcotte, de Pêches et Océans Canada, région du Québec.

6. RÉFÉRENCES CITÉES

- Bard, Y. 1974. Nonlinear parameter estimation. Academic Press.
- Betancourt, M., and Girolami, M. 2015. Hamiltonian monte carlo for hierarchical models. *In* Current trends in Bayesian methodology with applications. *Edited by* S.K. Upadhyay, U. Singh, D.K. Dey, and A. Loganathan. CRC Press Boca Raton, FL. pp. 79–109.
- Boldt, J.L., and Rooper, C.N. 2009. Abundance, condition, and diet of juvenile Pacific ocean perch (*Sebastes alutus*) in the Aleutian islands. *Fishery Bulletin* (107): 278–285.
- Boldt, J.L., Thompson, M., Rooper, C.N., Hay, D., Schweigert, J., Quinn II, T.J., Cleary, J.S., and Neville, C.M. 2019. [Bottom-up and top-down control of small pelagic forage fish: Factors affecting age-0 herring in the Strait of Georgia, British Columbia](#). *Marine Ecology Progress Series* 617–618: 53–66.
- Boyes, T.G.A. 2018. Shifts in spatio-temporal fishing behaviour in the Canadian Pacific Halibut hook and line fishery as a result of a choke species. Master's thesis, University of Akureyri.
- Burch, P., Curin-Osorio, S., Bessell-Browne, P., Tuck, G.N., Haddon, M., Krueck, N.C., and Punt, A.E. 2023. [Implications of the maximum modelled age on the estimation of natural mortality when using a meta-analytic prior: The example of eastern Australian orange roughy \(*Hoplostethus atlanticus*\)](#). *Fisheries Research* 258(106534). Elsevier.
- Butterworth, D.S. 2007. [Why a management procedure approach? Some positives and negatives](#). *ICES Journal of Marine Science* 64(4): 613–617. Oxford University Press.
- Cochran, W.G. 1977. Sampling techniques: 3d ed. Wiley New York.
- Coffin, B., and Mueter, F. 2016. [Environmental covariates of sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) and Pacific ocean perch \(*Sebastes alutus*\) recruitment in the Gulf of Alaska](#). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 132: 194–209.
- Cooke, J. 1999. [Improvement of fishery-management advice through simulation testing of harvest algorithms](#). *ICES journal of Marine Science* 56(6): 797–810. Oxford University Press.
- Cox, S., Holt, K., Johnson, S. 2019. [Évaluation de la robustesse des procédures de gestion des pêches à la morue charbonnière \(*Anoplopoma fimbria*\) en Colombie-Britannique, au Canada, pour 2017-2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/032. vi + 87 p.
- Cox, S., and Kronlund, A. 2009. [Evaluation of interim harvest strategies for sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) in British Columbia, Canada for 2008/09](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/043. vi + 145 p.
- Cox, S., Kronlund, A., and Lacko, L. 2011. [Management procedures for the multi-gear Sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) fishery in British Columbia, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Secret. Res. Doc 2011/063. viii + 45 p.
- Cox, S.P., Benson, A., and den Heyer, C. 2016. [Framework for the assessment of Atlantic Halibut stocks on Scotian shelf and southern Grand Banks](#). DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc 2016/001. v + 57 p.
- Cox, S.P., Kronlund, A.R., Lacko, L. et Jones, M. 2023. [Un modèle opérationnel révisé pour la morue charbonnière en Colombie Britannique, Canada en 2016](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/023. viii + 141 p.

-
- de la Mare, W.K. 1998. [Tidier fisheries management requires a new MOP \(management-oriented paradigm\)](#). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8(3): 349–356.
- Downes, A.J., Andrews, W.T., Smith, M.S., Saunders, M.W., and Jewsbury., G.D. 1997. [Cruise details of Sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) surveys conducted in B.C. Waters, 1994-1995](#). *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1997/1007: 106 p.
- English, P.A., Ward, E.J., Rooper, C.N., Forrest, R.E., Rogers, L.A., Hunter, K.L., Edwards, A.M., Connors, B.M., and Anderson, S.C. 2022. [Contrasting climate velocity impacts in warm and cool locations show that effects of marine warming are worse in already warmer temperate waters](#). *Fish and Fisheries* 23(1): 239–255.
- Forrest, R.E., Stewart, I.J., Monnahan, C.C., Bannar-Martin, K.H., and Lacko, L.C. 2020. [Evidence for rapid avoidance of rockfish habitat under reduced quota and comprehensive at-sea monitoring in the British Columbia Pacific halibut fishery](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77(8): 1409–1420.
- Fournier, D.A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen, A., and Sibert, J. 2012. [AD model builder: Using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models](#). *Optimization Methods and Software* 27(2): 233–249. Taylor & Francis.
- Francis, R.C. 2014. [Replacing the multinomial in stock assessment models: A first step](#). *Fisheries Research* 151: 70–84. Elsevier.
- Francis, R.C., Hare, S.R., Hollowed, A.B., and Wooster, W.S. 1998. [Effects of interdecadal climate variability on the oceanic ecosystems of the NE Pacific: Interdecadal climate variability in the NE Pacific](#). *Fisheries Oceanography* 7(1): 1–21.
- Gibson, G.A., Stockhausen, W.T., Coyle, K.O., Hinckley, S., Parada, C., Hermann, A.J., Doyle, M., and Ladd, C. 2019. [An individual-based model for sablefish: Exploring the connectivity between potential spawning and nursery grounds in the Gulf of Alaska](#). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 165: 89–112.
- Goethel, D.R., Hanselman, D.H., Rodgveller, C.J., Echave, K.B., Williams, B.C., Shotwell, S.K., Sullivan, Jane.Y., Hulson, P.F., Malecha, P.W., Siwicke, K.A., and Lunsford, C.R. 2021. [Assessment of the sablefish stock in Alaska](#). Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the Groundfish Resources of the Gulf of Alaska and the Bering Sea/Aleutian Islands.
- Gregory, R., Failing, L., Harstone, M., Long, G., McDaniels, T., and Ohlson, D. 2012. [Structured decision making: A practical guide to environmental management choices](#). John Wiley & Sons.
- Grüss, A., Gao, J., Thorson, J., Rooper, C., Thompson, G., Boldt, J., and Lauth, R. 2020. [Estimating synchronous changes in condition and density in eastern Bering Sea fishes](#). *Marine Ecology Progress Series* 635: 169–185.
- Haltuch, M.A., Johnson, K.F., Tolimieri, N., Kapur, M.S., and Castillo-Jordan, C.A. 2019. Status of the sablefish stock in U.S. Waters in 2019. Pacific Fisheries Management Council, 7700 Ambassador Place NE, Suite 200, Portland, OR.
- Haltuch, M.A., Tolimieri, N., Lee, Q., and Jacox, M.G. 2020. [Oceanographic drivers of petrale sole recruitment in the California Current Ecosystem](#). *Fisheries Oceanography* 29(2): 122–136.
- Hanselman, D.H., Clark, W.G., Heifetz, J., and Anderl, D.M. 2012. [Statistical distribution of age readings of known-age Sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\)](#). *Fisheries Research* 131: 1–8.
-

-
- Hilborn, R. 2002. The dark side of reference points. *Bulletin of marine science* 70(2): 403–408. University of Miami-Rosenstiel School of Marine; Atmospheric Science.
- Hilborn, R., Fulton, E.A., Green, B.S., Hartmann, K., Tracey, S.R., and Watson, R.A. 2015. [When is a fishery sustainable?](#) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72(9): 1433–1441.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty/book and disk*. Springer Science & Business Media.
- Johnson, K., Rudd, M., Pons, M., Akselrud, C., Lee, Q., Hurtado-Ferro, F., Haltuch, M., and Hamel, O. 2016. Status of the U.S. Sablefish Resource in 2015. Tech. Rep., Pacific Fishery Management Council, Portland, OR.
- Jones, M.K., and Cox, S. 2018. [Size-selectivity for british columbia sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) estimated from a long-term tagging study](#). *Fisheries Research* 199: 94–106. Elsevier.
- Kapur, M.S., Lee, Q., Haltuch, M.A., Gertseva, V., and Hamel, O.S. 2021. Status of sablefish (*Anoplopoma fimbria*) along the US west coast in 2021. 136. Pacific Fishery Management Council, Portland, Oregon.
- King, J.R., McFarlane, G.A., and Beamish, R.J. 2000. [Decadal-scale patterns in the relative year class success of sablefish \(*Anoplopoma Fimbria*\)](#). *Fisheries Oceanography* 9(1): 62–70.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., and Bell, B. 2015. [TMB: Automatic differentiation and laplace approximation](#). arXiv preprint arXiv:1509.00660.
- Lacko, L.C., Acheson, S.M., and Connors, B.M. 2020. [Summary of the annual 2018 and 2019 sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) trap surveys, October 9 - November 19, 2018 and October 8 - November 25, 2019](#). *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2020/3396: vii + 66 p.
- Lacko, L.C., Acheson, S.M., and Connors, B.M. 2021. [Summary of the annual 2020 sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) trap survey, October 7 - November 21, 2020](#). *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2021/3431: vi + 50 p.
- Lacko, L.C., Acheson, S.M., and Holt, K.R. 2022. [Summary of the annual 2008 and 2009 sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) trap surveys](#). *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2022/3457: vii + 97 p.
- Loher, T. 2011. [Analysis of match–mismatch between commercial fishing periods and spawning ecology of Pacific halibut \(*Hippoglossus stenolepis*\), based on winter surveys and behavioural data from electronic archival tags](#). *ICES Journal of Marine Science* 68(10): 2240–2251.
- Marentette, J.R., Kronlund, A.R., et Cogliati, K.M. 2021. [Spécification des points de référence de l'approche de précaution et des règles de contrôle des prises dans les principaux stocks exploités gérés et évalués au niveau national au Canada](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/057. vii + 112 p.
- Maunder, M., and Thorson, J. 2018. [Modeling temporal variation in recruitment in fisheries stock assessment: A review of theory and practice](#). *Fisheries Research* 217.
- McFarlane, G.A., and Beamish, R.J. 1992. [Climatic Influence Linking Copepod Production with Strong Year-Classes in Sablefish, *Anoplopoma Fimbria*](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(4): 743–753.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). *Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2006/023
-

-
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#).
- MPO. 2011. [Procédures de gestion de la pêche à la morue charbonnière \(*Anoplopoma fimbria*\) à l'aide de divers engins de pêche en Colombie-Britannique, Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2011/025.
- MPO. 2014. [Rendement d'une procédure révisée de gestion de la morue charbonnière en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/025.
- MPO. 2016. [Élaboration du modèle d'exploitation de la morue charbonnière \(*Anoplopoma fimbria*\) en Colombie-Britannique, au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/015.
- MPO. 2019. [Évaluation des procédures de gestion du hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) dans le détroit de Georgie et sur la côte ouest de l'île de Vancouver dans les zones de gestion de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/001.
- MPO. 2020. [Évaluation de la robustesse des procédures de gestion proposées pour la pêche à la morue charbonnière \(*Anoplopoma fimbria*\) en C.-B., 2019-2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/025.
- Monnahan, C.C., and Kristensen, K. 2018. [No-u-turn sampling for fast bayesian inference in ADMB and TMB: Introducing the admuts and tmbstan r packages](#). PloS one 13(5): e0197954. Public Library of Science.
- Nielsen, A., and Berg, C.W. 2014. [Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models](#). Fisheries Research 158: 96–101. Elsevier.
- Owen, A.B. 2001. Empirical likelihood. Chapman; Hall/CRC Press. New York.
- Perälä, T., Swain, D., and Kuparinen, A. 2016. [Examining non-stationarity in the recruitment dynamics of fishes using bayesian change point analysis](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 74.
- Piner, K.R., Lee, H.-H., and Thomas, L.R. 2018. [Bias in estimates of growth when selectivity in models includes effects of gear and availability of fish](#). Fishery Bulletin 116(1): 75–81. National Marine Fisheries Service.
- Punt, A.E. 2003. [Extending production models to include process error in the population dynamics](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60(10): 1217–1228. NRC Research Press.
- Punt, A., and Smith, A. 1999. [Harvest strategy evaluation for the eastern stock of gemfish \(*Rexea solandri*\)](#). ICES Journal of Marine Science 56(6): 860–875. Oxford University Press.
- Punt, A., Szuwalski, C., and Stockhausen, W. 2014. [An evaluation of stock–recruitment proxies and environmental change points for implementing the US sustainable fisheries act](#). Fisheries Research 157: 28–40.
- R Core Team. 2015. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rodgveller, C.J. 2019. [The utility of length, age, liver condition, and body condition for predicting maturity and fecundity of female sablefish](#). Fisheries Research 216: 18–28.
- Rutherford, K.L. 1999. [A brief history of GFCATCH \(1954-1995\), the groundfish catch and effort database at the Pacific Biological Station](#). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences (2299): v + 66p.

-
- Sainsbury, K.J., Punt, A.E., and Smith, A.D. 2000. [Design of operational management strategies for achieving fishery ecosystem objectives](#). ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 57(3): 731–741. Oxford University Press.
- Schirripa, M.J., and Colbert, J.J. 2006. [Interannual changes in sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) recruitment in relation to oceanographic conditions within the California Current System](#). Fisheries Oceanography 15(1): 25–36.
- Schirripa, M.J., Goodyear, C.P., and Methot, R.M. 2009. [Testing different methods of incorporating climate data into the assessment of US West Coast sablefish](#). ICES Journal of Marine Science 66(7): 1605–1613.
- Schnute, J.T., and Haigh, R. 2007. [Compositional analysis of catch curve data, with an application to *Sebastes maliger*](#). ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 64(2): 218–233. Oxford University Press.
- Schnute, J.T., and Richards, L.J. 1995. [The influence of error on population estimates from catch-age models](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52(10): 2063–2077. NRC Research Press.
- Shotwell, S.K., Hanselman, D.H., and Belkin, I.M. 2014. [Toward biophysical synergy: Investigating advection along the Polar Front to identify factors influencing Alaska sablefish recruitment](#). Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 107: 40–53.
- Sigler, M.F., Rutecki, T.L., Courtney, D.L., and Karinen, J.F. 2001. [Young of the year Sablefish abundance, growth, and diet in the Gulf of Alaska](#). Alaska Fishery Research Bulletin 8(1): 57–70.
- Smith, M.S., Saunders, M.W., and Andrews, W.T. 1996. [Cruise details of sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) surveys conducted in B.C. Waters 1988-1993](#). Can. Tech. Rep. Fish.Aquat. Sci. 1996/976: 129 p.
- Spencer, P.D., Hollowed, A.B., Sigler, M.F., Hermann, A.J., and Nelson, M.W. 2019. [Trait-based climate vulnerability assessments in data-rich systems: An application to eastern Bering Sea fish and invertebrate stocks](#). Global Change Biology 25: 3954–3971.
- Thompson, P., Anderson, S., Nephin, J., Haggarty, D., Peña, M., English, P., Gale, K., and Rubidge, E. 2022. [Disentangling the impacts of environmental change and commercial fishing on demersal fish biodiversity in a northeast Pacific ecosystem](#). Marine Ecology Progress Series 689: 137–154.
- Thorson, J. 2015. [Spatio-temporal variation in fish condition is not consistently explained by density, temperature, or season for California Current groundfishes](#). Marine Ecology Progress Series 526: 101–112.
- Thorson, J.T. 2019. [Guidance for decisions using the vector autoregressive spatio-temporal \(VAST\) package in stock, ecosystem, habitat and climate assessments](#). Fisheries Research 210: 143–161. Elsevier.
- Tolimieri, N., Haltuch, M.A., Lee, Q., Jacox, M.G., and Bograd, S.J. 2018. [Oceanographic drivers of sablefish recruitment in the California Current](#). Fisheries Oceanography 27(5): 458–474.
- Walters, C. 1986. Adaptive management of renewable resources. MacMillan Pub. Co., New York, NY.

-
- Wyeth, M.R., and Kronlund, A.R. 2003. [Summary of the 2001 British Columbia Sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) Research and Assessment Surveys conducted in British Columbia waters from 1996 through 2000](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 2003/1116: 130 p.
- Wyeth, M.R., Kronlund, A.R., and Elfert, M. 2004a. [Summary of the 2002 British Columbia Sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) Research and Assessment Survey](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 2004/1140: 59 p.
- Wyeth, M.R., Kronlund, A.R., and Elfert, M. 2004b. [Summary of the 2003 British Columbia Sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) Research and Assessment Survey](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 2004/1148: 68 p.
- Wyeth, M.R., Kronlund, A.R., and Elfert, M. 2006. [Summary of the 2004 British Columbia Sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) Research and Assessment Survey](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 2006/2660: 74 p.
- Wyeth, M.R., Kronlund, A.R., and Elfert, M. 2007. Summary of the 2005 British Columbia Sablefish (*Anoplopoma fimbria*) Research and Assessment Survey. Can. Tech Rep. Fish. Aquat. Sci. 2694: 105 p.
- Yasumiishi, E.M., Shotwell, S.K., Hanselman, D.H., Orsi, J.A., and Fergusson, E.A. 2015. [Using Salmon Survey and Commercial Fishery Data to Index Nearshore Rearing Conditions and Recruitment of Alaskan Sablefish](#). Marine and Coastal Fisheries 7(1): 316–324.
- Zuur, A.F., Tuck, I.D., and Bailey, N. 2003. [Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60(5): 542–552.

7. TABLEAUX

Tableau 1. Notation utilisée dans le modèle opérationnel de la morue charbonnière.

Symbole	Valeur	Description
T	57	Nombre total de pas de temps de 1965 à 2021
A	35	Classe d'âge du groupe plus
t	$1, 2, \dots, T$	Pas de temps
a	$1, 2, \dots, A$	Indice de la classe d'âge
λ	17,5, 22,5, ..., 112,5	Ensemble de points médians longueur-catégorie pour le calcul de la longueur selon l'âge
g	1, 2, 3, 4, 5	Indice d'engin pour (1) piège commercial, (2) palangre et (3) pêche au chalut, ainsi que (4) relevé normalisé au piège et (5) relevé aléatoire stratifié au piège.
$t_{0,g}$	9, 1, 1	Pas de temps initial avec prises positives au piège (1973, $g = 1$) à la palangre (1965, $g = 2$) et au chalut (1965, $g = 3$)
$i_{0,g}$	15, 26	Pas de temps initial avec l'indice de la biomasse pour la pêche au piège (1979, $g = 1$) et le relevé normalisé (1990, $g = 4$)
J_g		Ensemble de pas de temps avec indices des CPUE pour l'engin $g \in \{1, 4, 5\}$
x	1, 2	Indice des sexes pour les mâles ($x = 1$) et les femelles ($x = 2$)
B_0		Biomasse reproductrice femelle non exploitée
h		Taux de variation de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt
R_0		Recrutement à l'équilibre non exploité à l'âge 1
$S_{a,x}$		Survie à l'équilibre non exploité selon l'âge et le sexe
ϕ		Biomasse reproductrice à l'équilibre non exploitée par recrue
a_h, b_h	50, 25	Paramètres a priori bêta du taux de variation
ω_t		Écarts logarithmiques de l'erreur de processus du recrutement annuel
σ_R	1	Erreur type des écarts de recrutement ω_t
q_g		Coefficient de capturabilité pour le relevé aléatoire stratifié ($g = 5$)
$q_{g,t}$		Coefficient de capturabilité variable dans le temps de la pêche au piège ($g = 1$) et du relevé normalisé ($g = 4$)
$l_{g,t}$		Sauts annuels dans $\log q_{g,t}$ pour la pêche au piège ($g = 1$) et le relevé normalisé ($g = 4$)
τ_g^q	0,1	Écart type dans les sauts $l_{g,t}$ pour la pêche au piège ($g = 1$) et le relevé normalisé ($g = 4$)
M_x		Taux de mortalité naturelle chez les mâles ($x = 1$) et les femelles ($x = 2$)
μ_M	0,1	Moyenne a priori de la mortalité naturelle chez les mâles et les femelles

Symbole	Valeur	Description
σ_M	0,1	Écart type a priori de la mortalité naturelle chez les mâles et les femelles
$L_{\infty x}$	68,72	Longueur asymptotique (cm) pour les mâles ($x = 1$) et les femelles ($x = 2$)
σ_{Lx}	0,12, 0,12	CV dans la distribution de la longueur selon l'âge
K_x	0,29, 0,25	Constante de croissance de von Bertalanffy pour les mâles et les femelles.
L_1	32,5	Longueur à l'âge 1 (identique chez les mâles et les femelles)
c_1, c_2	$1,04e - 5, 3,08$	Coefficients de transformation allométrique longueur-poids
α_{50}, α_{95}	5, 12	Âges à 50 % et à 95 % de la maturité
L_{lim}	55	Limite de taille minimale (cm) pour la pêche commerciale
$L_{a,x}$		Longueur moyenne selon l'âge chez les mâles et les femelles
$w_{a,x}$		Poids moyen selon l'âge (cm) pour les mâles et les femelles
m_a		Proportion de femelles matures selon l'âge
$p_{a,x,g,t}^R$		Proportion de poissons de la classe d'âge a conservés par type d'engin de pêche g au cours de l'année t
$s_{l,g}$		Sélectivité selon la longueur pour l'engin g
$s_{a,x,g}$		Sélectivité moyenne selon l'âge pour l'engin g et le sexe x
α_g		Paramètre de sélectivité α pour l'engin g , soit longueur à 50 %, longueur au maximum, ou paramètre de forme en fonction de la forme fonctionnelle (asymptotique, normale, ou gamma, resp.)
β_g		Paramètre de sélectivité β pour l'engin g , soit longueur à 95 %, variation, ou paramètre d'échelle en fonction de la forme fonctionnelle (asymptotique, normale, ou gamma, resp.)
μ_{α_g}	62,83, 63,73, 32,5, 52, 52	Moyenne a priori du paramètre de sélectivité α pour l'engin g
σ_{α_g}	0,186, 0,1, 3,25, 100, 100	Moyenne a priori du paramètre de sélectivité α pour l'engin g
μ_{β_g}	4,4, 1, 9,97, 9,97	Écart type a priori du paramètre de sélectivité β pour l'engin g
σ_{β_g}	0,649, 0,1, 0,1, 100, 100	Écart type a priori du paramètre de sélectivité β pour l'engin g
d_g	0,16, 0,35, 1,6	Taux de mortalité instantané par rejet (yr^{-1}) pour les pièges, les palangres et les chaluts ($g \in \{1,2,3\}$)
$N_{a,x,t}$		Nombre selon l'âge a pour le sexe x au cours de l'année t
B_t		Biomasse reproductrice femelle au cours de l'année t
$C_{g,t}$		Prises totales observées (unités de biomasse) pour l'engin g au cours de l'année t
$F_{g,t}$		Taux instantané de mortalité par pêche pleinement sélectionné (yr^{-1}) pour l'engin g au cours de l'année t
$\delta_{g,t}$		Sauts annuels dans $\log F_{g,t}$ de l'engin g de l'année $t - 1$ à t
σ_F	0,3	Écart type des sauts dans la marche aléatoire $\log F_{g,t}$
$Z_{a,x,t}$		Taux instantané de mortalité total (yr^{-1}) pour l'âge a et le sexe x au cours de l'année t

Symbole	Valeur	Description
$C_{a,x,g,t}$		Prises selon l'âge prévues (nombres) a et sexe x par engin g , au cours de l'année t
$C'_{a,x,g,t}$		Prises selon l'âge prévues (unités de biomasse) a et sexe x par engin g , au cours de l'année t
$C_{g,t}$		Total des débarquements de poissons de taille réglementaire observés (unités de biomasse) pour l'engin g au cours de l'année t
$\hat{C}_{g,t}$		Total des débarquements de poissons de taille réglementaire prévus (unités de biomasse) pour l'engin g au cours de l'année t
τ_g^{cat}	0,01, 0,0, 0,1	Erreur type présumée dans les résidus d'observation des débarquements pour $g = 1\ 2\ 3$
$D_{a,x,g,t}$		Rejets selon l'âge prévus (nombres) a et sexe x par engin g , au cours de l'année t
$D'_{a,x,g,t}$		Rejets selon l'âge prévus (unités de biomasse) a et sexe x , par engin g , au cours de l'année t
$D_{g,t}$		Total des remises à l'eau observées de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire (unités de biomasse) pour l'engin g au cours de l'année t
$\hat{D}_{g,t}$		Total des remises à l'eau prévues de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire (unités de biomasse) pour l'engin g au cours de l'année t
τ_g^{rel}	0,1	Erreur type présumée dans les résidus d'observation des remises à l'eau pour le chalut $g = 3$
B_t^{leg}		Biomasse des poissons de taille réglementaire au cours de l'année t
$U_{g,t}$		Taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire par l'engin g au cours de l'année t
U_t		Total des taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire au cours de l'année t
$I_{g,t}$		Indice de la biomasse observée pour l'engin $g \in \{1,4,5\}$ au cours de l'année t
$\hat{I}_{g,t}$		Indice de la biomasse prévue pour l'engin $g \in \{1,4,5\}$ au cours de l'année t
$\hat{\tau}_g^{idx}$		EMV conditionnelle de l'erreur type log-résiduelle d'observation de l'indice de la biomasse
$u_{a,g,t}$		Données sur la composition observée pour l'âge a par engin g au moment t
$\hat{u}_{a,g,t}$		Données sur la composition prévue pour l'âge a par engin g au moment t
$\hat{\tau}_{g,x}^{age}$		EMV conditionnelle de l'erreur d'échantillonnage de la composition selon l'âge
$u_{\lambda,g,t}$		Données sur la composition observée pour l'âge a par engin g au moment t
$\hat{u}_{\lambda,g,t}$		Données sur la composition prévue pour l'âge a par engin g au moment t

Symbole	Valeur	Description
$\hat{t}_{g,x}^{len}$		EMV conditionnelle de l'erreur d'échantillonnage de la composition selon la longueur
Q		Matrice de distribution des erreurs de détermination de l'âge

Tableau 2. Équations des modèles de processus et d'observation pour le modèle opérationnel de la morue charbonnière.

a) Paramètres du modèle

No.	Équation
(P.1)	$\theta^{lead} = \left(B_0 \cdot \{\omega_t\}_{t \in 1:T} \cdot M_x \cdot \{\log F_{g,t_0,g}\}_{g \in 1:3} \cdot \{\delta_{g,t}\}_{g \in 1:3, t \in 1:T}, \right. \\ \left. \{\alpha_g\}_{g \in 1:3}, \{\beta_g\}_{g \in 1:3}, \{\log q_{g,i_0,g}\}_{g \in \{1,4\}}, \{l_{g,t}\}_{g \in \{1,4\}, t \in \mathcal{T}_g} \right)$
(P.2)	$\theta^{cond} = (\{\log q_5\}, \{\tau_g^{age}\}_{g \in \{1,4,5\}}, \tau_3^{len})$
(P.3)	$\theta^{fixed} = (\{m_a\}_{a \in 1:35}, \sigma_R, \sigma_F, \{\tau_g^q\}_{g \in \{1,4\}})$
(P.4)	$\theta^{priors} = (\mu_M, \sigma_M, a_h, b_h, \{m_{\alpha,g}, s_{\alpha,g}, m_{\beta,g}, s_{\beta,g}\}_{g \in 1:5})$

b) Croissance et sélectivité

No.	Équation
(MO.1)	$L_{a,x} = L_1 + (L_1 - L_{\infty,x}) \cdot e^{-K_x(a-1)}$
(MO.2)	$D(\lambda a, x) = e^{-\frac{(\lambda - L_{a,x})^2}{2 \cdot \sigma_L \cdot L_{a,x}}}$
(MO.3)	$P(\lambda a, x) = \frac{D(\lambda a, x)}{\sum_{\lambda'} D(\lambda' a, x)}$
(MO.4)	$p_{a,x,g}^R = \frac{\sum_{\lambda > 55} D(\lambda a, x)}{\sum_{\lambda'} D(\lambda a, x)}$
(MO.5)	$w_{a,x} = c_1 L_{a,x}^{c_2}$
(MO.6)	$s_{\lambda,g} = \begin{cases} \left(1 + e^{-\log_{19} \frac{\lambda - \alpha_g}{\beta \tau \alpha_g}} \right)^{-1} & g = 4, 5 \\ e^{-\left(\frac{\lambda - \alpha_g}{\beta_g} \right)^2} & g = 1, 2 \\ \lambda^{\alpha_g - 1} e^{-\lambda / \beta_g} & g = 3 \end{cases}$
(MO.7)	$s_{a,x,g} = \sum_{\lambda} s_{\lambda,g} P(\lambda a, x)$

c) États d'équilibre à un taux d'exploitation nul

No.	Équation
(ÉQ.1)	$m_a = \left(1 + e^{-\log_{19} \frac{a - a_{50}^{mat}}{a_{95}^{mat} - a_{50}^{mat}}} \right)^{-1}$
(ÉQ.2)	$S_{a,x} = \begin{cases} 0.5 & a = 1, \\ S_{a-1,x} e^{-M_x} & 1 < a < A \\ S'_{a-1,x} e^{-M_x} / (1 - e^{-M_x}) & a = A. \end{cases}$
(ÉQ.3)	$\phi = e^{-M_f} \cdot \sum_a S_{a,f} \cdot w_{a,f} \cdot m_a$
(ÉQ.4)	$R_0 = B_0 / \phi$
(ÉQ.5)	$N_{a,x,1} = R_0 \cdot S_{a,x}$

d) Recrutement, nombre selon l'âge et biomasse reproductrice

No.	Équation
(N.1)	$R_t = \frac{4R_0 B_{t-1}}{B_0(1-h) + (5h-1)B_{t-1}} \cdot e^{\sigma_R \cdot \omega t}$
(N.2)	$N_{a,x,t} = \begin{cases} 0.5 \cdot R_t & a = 1, \\ N_{a-1,x,t-1} \cdot e^{-Z_{a-1,x,t-1}} & 1 < a < A \\ N_{A-1,x,t-1} \cdot e^{-Z_{A-1,x,t-1}} + N_{A,x,t-1} \cdot e^{-Z_{A,x,t-1}} & a = A. \end{cases}$
(N.3)	$B_t = \sum_{a=1}^A (m_a w_{a,2} N_{a,2,t})$

e) Mortalité par pêche

No.	Équation
(F.1)	$\log F_{g,t} = \begin{cases} \log F'_g & t = t_{0,g} \\ \log F_{g,t-1} + \sigma_F \cdot \delta_{g,t} & t > t_{0,g} \end{cases}$
(F.2)	$Z_{a,x,t} = M_x + \sum_g s_{a,x,g} \cdot F_{g,t} (p_{a,x,g}^R + (1 - p_{a,x,g}^R) d_g)$
(F.3)	$C_{a,x,g,t} = N_{a,x,t} \frac{s_{a,x,g} F_{g,t} p_{a,x,g}^R}{Z_{a,x,t}} (1 - e^{-Z_{a,x,t}})$
(F.4)	$C'_{a,x,g,t} = C_{a,x,g,t} \cdot w_{a,x}$
(F.5)	$\hat{C}_{g,t} = \sum_a \sum_x C'_{a,x,g,t}$
(F.6)	$D_{a,x,g,t} = N_{a,x,t} \frac{s_{a,x,g} F_{g,t} (1 - p_{a,x,g}^R)}{Z_{a,x,t}} (1 - e^{-Z_{a,x,t}})$
(F.7)	$D'_{a,x,g,t} = D_{a,x,g,t} \cdot w_{a,x}$
(F.8)	$\hat{D}_{g,t} = \sum_a \sum_x D'_{a,x,g,t}$
(F.9)	$B_{g,t} = \sum_a \sum_x (s_{a,x,g} w_{a,x} N_{a,x,g} e^{-f_g Z_{a,x,t}})$

Tableau 3. A priori du modèle statistique antérieur et fonctions de vraisemblance pour le modèle opérationnel de la morue charbonnière. La fonction $1(X)$ est la fonction indicatrice qui prend la valeur 1 lorsque X est vrai et la valeur 0 lorsque X est faux.

a) Modèles d'observation pour l'indice de la biomasse et les données de composition

No.	Équation
(O.1)	$q_{g,t} = \begin{cases} q_g & t = t_{g,1} \\ q_{g,t-1} e^{\tau_{g,t}^q} & t_{g,1} < t < t_{g,n_g} \end{cases}$
(O.2)	$\hat{I}_{g,t} = q_{g,t} B_{g,t}$
(O.3)	$u'_{a,x,g,t} = \frac{p_{a,x,g}^{rep} s_{a,x,g} N_{a,x,g} e^{-f_g z_{a,x,t}}}{\sum_{a'} s_{a',x,g} N_{a',x,g} e^{-f_g z_{a',x,t}}}$
(O.4)	$\hat{u}_{a,x,g,t} = Q \cdot u'_{x,g,t}$
(O.5)	$\hat{u}_{l,x,g,t} = \frac{\sum_a P(l a, x) s_{a,x,g} N_{a,x,g} e^{-f_g z_{a,x,t}}}{\sum_{l'} \sum_{a'} P(l' a', x) s_{a',x,g} N_{a',x,g} e^{-f_g z_{a',x,t}}}$

b) Vraisemblance de l'indice de la biomasse

No.	Équation
(VLN.1)	$n_g = \sum_{t=1}^T \mathbf{1}(I_{g,t} > 0)$
(VLN.2)	$z_{g,t} = \begin{cases} \log \frac{I_{g,t}}{B_{g,t}} & g = 5 \\ \log \frac{I_{g,t}}{q_{g,t} B_{g,t}} & g = 1, 4 \end{cases}$
(VLN.3)	$\hat{q}_g = \frac{1}{n_g} z_{g,t} \quad g = 4$
(VLN.4)	$(\hat{t}^{idx})^2 = \begin{cases} \frac{1}{n_g} \sum_t \mathbf{1}(I_{g,t} > 0) \cdot (z_{g,t} - \hat{q}_{g,t})^2 & g = 5 \\ \frac{1}{n_g} \sum_t \mathbf{1}(I_{g,t} > 0) \cdot (z_{g,t})^2 & g = 1, 4 \end{cases}$
(VLN.5)	$l_{g,1} = \frac{1}{2} (n_g \log \hat{t}^2 + n_g)$

c) Vraisemblances de la pêche avec remise à l'eau

No.	Équation
(VP.1)	$l_{g,2} = \frac{1}{2(\tau_g^{cat})^2} \sum_{t,g} (\log C_{g,t} - \log \hat{C}_{g,t})^2$
(VP.2)	$(\hat{t}^{rel})^2 = \frac{1}{\sum_{t'} \mathbf{1}(D_{g,t'} > 0)} \cdot \sum_t \mathbf{1}(D_{g,t} > 0) \cdot (\log D_{g,t} - \log \hat{D}_{g,t})^2$

No.	Équation
(VP.3)	$l_{g,3} = \sum_{t,g} \frac{(\log D_{g,t} - \log \hat{D}_{g,t})^2}{2(\hat{\tau}_{g,t}^{rel})^2}$

d) Vraisemblance de la composition selon l'âge

No.	Équation
(VA.1)	$n_{x,g,t}^{age} = \sum_a 1(u_{a,x,g,t} > 0)$
(VA.2)	$\eta_{a,x,g,t} = \log u_{a,x,g,t} - \log \hat{u}_{a,x,g,t}$
(VA.3)	$Z_{x,g} = \sum_t \sum_a \left(\eta_{a,x,g,t} - \frac{1}{n_{x,g,t}^{age}} \sum_{a'} \eta_{a',x,g,t} \right)$
(VA.4)	$(\hat{\tau}_{g,x}^{age})^2 = \frac{1}{\sum_t n_{x,g,t}^{age}} Z_{x,g}$
(VA.5)	$l_{g,4} = \sum_x \left(\frac{1}{2} \sum_t n_{x,g,t}^{age} \cdot \log(\hat{\tau}_{g,x}^{age})^2 \right)$

e) Vraisemblance de la composition selon la longueur

No.	Équation
(VL.1)	$n_{x,g,t}^{len} = \sum_a 1(u_{l,x,g,t} > 0)$
(VL.2)	$\eta_{l,x,g,t} = \log u_{l,x,g,t} - \log \hat{u}_{l,x,g,t}$
(VL.3)	$Z_{x,g} = \sum_t \sum_a \left(\eta_{l,x,g,t} - \frac{1}{n_{x,g,t}^{len}} \sum_{l'} \eta_{l',x,g,t} \right)$
(VL.4)	$(\hat{\tau}_{g,x}^{len})^2 = \frac{1}{\sum_t n_{x,g,t}^{len}} Z_{x,g}$
(VL.5)	$l_{g,5} = \sum_x \left(\frac{1}{2} \sum_t n_{x,g,t}^{len} \cdot \log(\hat{\tau}_{g,x}^{len})^2 \right)$

f) Distribution a priori des modèles

No.	Équation
(Pr.1)	$p_h = -[(a_h - 1)\log h + (b_h - 1)\log(1 - h)]$
(Pr.2)	$p_M = \frac{M_m - \mu_m}{2\sigma_M^2} + \frac{M_f - \mu_f}{2\sigma_M^2}$
(Pr.3)	$p_s = \sum_g \left(\frac{\alpha_g - \mu_{\alpha_g}}{2\sigma_{\alpha_g}^2} + \frac{\beta_g - \mu_{\beta_g}}{2\sigma_{\beta_g}^2} \right)$
(Pr.4)	$p_R = \sum_{t=2}^T \omega_t^2$

No.	Équation
(Pr.5)	$p_F = \sum_g \sum_{t=2}^T \delta_{t,g}^2$
(Pr.6)	$p_{B_0} = -\log B_0$
(Pr.7)	$p_q = \sum_{g \in \{1,4\}} \sum_{t \in J_g} t_{g,t}^2$

g) Fonction objective

No.	Équation
(FO.1)	$f = \sum_g (w_g^{idx} l_{g,1} + l_{g,2} + l_{g,3} + w_g^{age} l_{g,4} + w_g^{len} l_{g,5}) + p_h + p_M + p_s + p_R + p_F + w_B p_{B_0}$

Tableau 4. Statistiques de rendement calculées pour les simulations en boucle fermée de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique pour chaque modèle opérationnel de l'ensemble de référence. La biomasse $B_{t,i}$ représente la biomasse du stock reproducteur au cours de l'année t et la répétition de simulation i , et les points de référence avec un indice i (p. ex. $B_{RMD,i}$) représentent la valeur du point de référence particulier pour le tirage a posteriori du MO qui conditionne la répétition. La fonction de l'indicateur $1(X \text{ est VRAI}) = 1$ ou $1(X \text{ est FAUX}) = 0$.

Mesure du rendement	Description	Définition
Objectif 1 $P(B > 0,4B_{RMD})$	Proportion d'essais de simulation et années où la biomasse reproductrice dépasse le point de référence limite de $0,4B_{RMD}$ sur une période de deux générations.	$P(B > 0,4B_{RMD}) = \sum_{t_2}^{t_1} \frac{I(B_t > 0,4B_{RMD})}{t_2 - t_1 - 1}$
Objectif 2 $P(\text{Decline})$	Proportion d'essais de simulation où la biomasse reproductrice en 2031 est inférieure à la biomasse reproductrice en 2022	$P(B_{2031} < B_{2022}) = \frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} 1(B_{2031,i} < B_{2022,i})$
Objectif 3 $P(B_{2052} > B_{targ})$	Proportion d'essais de simulation où la biomasse reproductrice en 2052 est supérieure à B_{targ}	$P(B_{2052} \geq B_{targ}) = \frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} 1(B_{2052,i} \geq B_{targ,i})$
Objectif 4 $P(C_t > 1\,992)$	Proportion d'essais de simulation et années où les prises sont supérieures au niveau minimal viable de 1 992 tonnes, sur deux générations de morue charbonnière	$P(C_t \geq 1,992) = \frac{1}{36 \cdot 100} \sum_{i=1}^{100} \sum_{t=2022}^{2057} 1(C_{t,i} > 1,992)$
Objectif 5 \bar{C}	Médiane des répétitions des prises annuelles moyennes débarquées de 2022 à 2031	$\bar{C}_t = \text{median}_i \left(\frac{1}{10} \sum_{t=2022}^{2031} C_{t,i} \right)$
Variabilité des prises AAV	Médiane des répétitions de la variation annuelle moyenne absolue des prises débarquées	$AAV = \text{median}_i \sum_{t=2022}^{2057} \left(\frac{ C_{t,i} - C_{t-1,i} }{\sum_{t=2022}^{2057} 1} \right)$
Moyenne des prises non viables $E(C_t C_t < 1\,992)$	Médiane des répétitions de capture moyenne des années où les TAC sont inférieurs au niveau minimum viable de 1 992 tonnes, sur deux générations de morue charbonnière	$E(C_t C_t < 1992) = \text{median}_i \left(\frac{C_{t,i} 1(C_{t,i} < 1\,992)}{1(C_{t,i} > 1\,992)} \right)$

Tableau 5. L'ensemble de référence des modèles opérationnels de la morue charbonnière établit les estimations a posteriori bayésiennes des paramètres du cycle biologique, les points de référence fondés sur le RMD et l'état du stock en 2021 par rapport à ces points de référence. L'entête du tableau indique l'étiquette du modèle opérationnel de l'ensemble de référence, tandis que les étiquettes des lignes décrivent la quantité estimée. Les quantités de biomasse (B_0 , B_{2021} , B_{RMD} , et RMD) sont en kilotonnes, le recrutement est en millions de poissons, le taux de variation de la relation stock-recrutement h , les taux d'exploitation U_{2021} et U_{RMD} ne comportent pas d'unité, et la mortalité naturelle M_m M_f comporte des unités yr^{-1} . La biomasse relative et les taux d'exploitation sont également sans unité, et les probabilités a posteriori sont utilisées pour décrire l'état du stock par rapport à $0,4B_{RMD}$, $0,8B_{RMD}$, B_{RMD} , et U_{RMD} .

	baseOM	hiProd	loProd	hiRelCV	loRelCV	Composite
B_0	56,56 (3,83)	56,15 (3,78)	56,38 (3,67)	55,42 (3,69)	55,65 (3,7)	–
R_0	3,81 (0,35)	3,78 (0,35)	3,8 (0,34)	3,66 (0,34)	3,76 (0,35)	–
h	0,67 (0,05)	0,74 (0,05)	0,61 (0,06)	0,65 (0,06)	0,67 (0,05)	–
M_m	0,052 (0,003)	0,051 (0,003)	0,052 (0 003)	0,05 (0 003)	0,051 (0,003)	–
M_f	0,094 (0,003)	0,094 (0,003)	0,094 (0 003)	0,093 (0 003)	0,094 (0,003)	–
B_{2022}	30,29 (4,71)	29,86 (4,61)	29,38 (4,82)	22,93 (3,83)	36,17 (5,89)	29,94
U_{2021}	0,045 (0 007)	0,045 (0 007)	0,046 (0 007)	0,055 (0 009)	0,039 (0 006)	0,046
B_{RMD}	22,82 (1,55)	21,93 (1,44)	23,49 (1,59)	22,58 (1,58)	22,49 (1,49)	22,72
U_{RMD}	0,065 (0,006)	0,072 (0,006)	0,058 (0,006)	0,063 (0,007)	0,065 (0,006)	0,064
RMD	3,5 (0,29)	3,71 (0,29)	3,28 (0,28)	3,37 (0,28)	3,47 (0,29)	3,47
B_{2022}/B_{RMD}	1,33 (0,19)	1,38 (0,19)	1,25 (0,19)	1,02 (0,16)	1,61 (0,24)	1,32
$p(B_{2022} > 0,4B_{RMD})$	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
$p(B_{2022} > 0,8B_{RMD})$	1,00	1,00	1,00	0,92	1,00	0,99
$p(B_{2022} > B_{RMD})$	0,970	0,990	0,930	0,560	1,000	0,918
U_{2021}/U_{RMD}	0,69 (0,13)	0,63 (0,11)	0,8 (0,16)	0,87 (0,19)	0,6 (0,11)	0,72
$p(U_{2021} < U_{RMD})$	0,97	1,00	0,88	0,75	1,00	0,94

Tableau 6. Valeurs de la fonction de vraisemblance de l'ensemble de référence des modèles opérationnels de la morue charbonnière, réparties en composantes de flotte et de données.

a) Toutes les données

Composant de donnée	baseOM	hiProd	loProd	hiRelCV	loRelCV
VLN totale	-1153,85	-1153,68	-1153,99	-1391,61	-1055,06

b) Données de l'indice de la biomasse

Composant de donnée	baseOM	hiProd	loProd	hiRelCV	loRelCV
VLN de l'indice totale	-66,19	-66,27	-66,10	-66,09	-65,52
Comm. au piège	-41,73	-41,73	-41,72	-41,80	-41,65
Relevé normalisé	-7,03	-7,03	-7,04	-7,02	-7,04
Relevé aléatoire stratifié	-17,43	-17,51	-17,34	-17,27	-16,84

c) Données sur les prises

Composant de donnée	baseOM	hiProd	loProd	hiRelCV	loRelCV
VLN des prises totales	146,52	146,41	146,63	14,53	258,03
Comm. au piège	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Palangre	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
Chalut	146,34	146,23	146,44	14,34	257,84

d) Données sur les remises à l'eau

Composant de donnée	baseOM	hiProd	loProd	hiRelCV	loRelCV
VLN de l'âge totale	-1341,21	-1340,75	-1341,63	-1389,92	-1274,65
Comm. au piège	-356,08	-355,66	-356,52	-351,62	-355,54
Relevé normalisé	-431,96	-431,65	-432,27	-434,60	-426,49
Relevé aléatoire stratifié	-553,17	-553,44	-552,84	-603,70	-492,62

e) Données sur la composition selon l'âge

Composant de donnée	baseOM	hiProd	loProd	hiRelCV	loRelCV
VLN de l'âge totale	-1341,21	-1340,75	-1341,63	-1389,92	-1274,65
Comm. au piège	-356,08	-355,66	-356,52	-351,62	-355,54
Relevé normalisé	-431,96	-431,65	-432,27	-434,60	-426,49
Relevé aléatoire stratifié	-553,17	-553,44	-552,84	-603,70	-492,62

f) Données de composition selon la longueur

Composant de donnée	baseOM	hiProd	loProd	hiRelCV	loRelCV
VLN de la longueur totale	7,81	7,81	7,82	9,26	7,81
Chalut	7,81	7,81	7,82	9,26	7,81

Tableau 7. Estimations a posteriori du MO-MCH des principaux paramètres du modèle et des points de référence basés sur le RMD dans le cadre d'une analyse rétrospective, en faisant varier l'année de modèle précédente de $T = 2005, \dots, 2021$. Les quantités de biomasse (B_0 , B_T , B_{RMD} et RMD) sont en kilotonnes, et les taux de variation de la relation stock-recrutement h et d'exploitation U_T U_{RMD} ne comportent pas d'unité.

T	B_0	R_0	h	B_T	U_T	B_{RMD}	U_{RMD}	RMD	B_T/B_{RMD}	$P(B_T > LRP)$	$P(B_T > B_{RMD})$	$P(U_T < U_{RMD})$	U_T/U_{RMD}
2005	51,39	3,85	0,63	15,44	0,111	21,32	0,058	3,20	0,73	1,00	0,00	0,00	1,89
2006	49,21	3,47	0,59	18,70	0,087	20,63	0,056	3,01	0,91	1,00	0,26	0,02	1,53
2007	50,30	3,53	0,58	16,64	0,076	21,32	0,055	3,00	0,79	1,00	0,07	0,09	1,38
2008	48,70	3,23	0,57	19,81	0,056	20,89	0,054	2,87	0,96	1,00	0,41	0,43	1,05
2009	48,89	3,37	0,57	15,91	0,060	20,74	0,057	3,00	0,77	1,00	0,07	0,44	1,04
2010	50,43	3,66	0,62	12,86	0,070	20,68	0,065	3,37	0,62	1,00	0,00	0,34	1,08
2011	52,37	3,69	0,61	13,58	0,062	21,34	0,065	3,43	0,64	1,00	0,00	0,61	0,95
2012	50,82	3,60	0,60	12,15	0,074	21,01	0,064	3,34	0,58	1,00	0,00	0,24	1,16
2013	51,14	3,60	0,60	12,18	0,063	21,14	0,064	3,35	0,57	1,00	0,00	0,51	0,99
2014	51,18	3,64	0,70	11,40	0,061	19,91	0,079	3,78	0,57	1,00	0,00	0,97	0,78
2015	52,72	3,82	0,65	11,66	0,093	21,07	0,074	3,74	0,55	1,00	0,00	0,08	1,27
2016	52,90	3,76	0,61	14,24	0,057	21,65	0,068	3,56	0,66	1,00	0,00	0,81	0,84
2017	52,21	3,67	0,69	10,59	0,077	20,84	0,073	3,63	0,51	0,93	0,00	0,39	1,05
2018	53,71	3,57	0,65	17,23	0,061	21,85	0,066	3,41	0,79	1,00	0,04	0,66	0,93
2019	54,26	3,59	0,65	23,65	0,052	22,12	0,065	3,38	1,07	1,00	0,68	0,87	0,80
2020	56,26	3,94	0,68	21,87	0,046	22,26	0,071	3,70	0,99	1,00	0,46	0,99	0,66
2021	56,56	3,81	0,67	26,62	0,045	22,82	0,065	3,50	1,16	1,00	0,87	0,97	0,69

Tableau 8. Mesures du rendement de la gestion de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique selon la procédure de gestion actuelle, et 16 procédures de rechange qui diffèrent par le taux d'exploitation cible maximal. Les objectifs de conservation ont tous été atteints par les PG mises à l'essai, ce qui est indiqué par un point. Les objectifs de prises 4 et 5 n'ont pas de seuil et sont représentés par des valeurs numériques, dont les unités sont des unités de probabilité (obj. 4) et des prises en tonnes (obj. 5). Les statistiques de rendement supplémentaires présentées comprennent les prises en 2022 (C_{2022}), les prises moyennes lorsque les limites de prises ne sont pas viables à long terme ($E(C_t | C_t < 1,992)$), la variation annuelle moyenne des prises (VAM; unités = pourcentage) et la biomasse reproductrice en 2022 (B_{2056} ; unités = milliers de tonnes).

Procédure de gestion	$P(B_t > 0,4B_{RMD})$	$P(B_{2031} < B_{2022})$	$P(B_{2052} > B_{RMD})$	$P(C_t > 1992)$	\bar{C}_t	VAM	C_{2022}	$E(C_t C_t < 1992)$	B_{2057}
currMP	•	•	•	0,98	3 148	3,95	2494	1 683	33,067
targHR6	•	•	•	0,97	3 629	4,45	2970	1 516	30,193
targHR6.1	•	•	•	0,97	3 680	4,55	3019	1 476	29,898
targHR6.2	•	•	•	0,97	3 732	4,62	3069	1 450	29,605
targHR6.3	•	•	•	0,97	3 783	4,68	3119	1 403	29,315
targHR6.4	•	•	•	0,97	3 834	4,78	3169	1 356	29,027
targHR6.5	•	•	•	0,97	3 885	4,85	3219	1 344	28,743
targHR6.6	•	•	•	0,97	3 936	4,95	3269	1 292	28,458
targHR6.7	•	•	•	0,97	3 987	5,05	3318	1 251	28,182
targHR6.8	•	•	•	0,97	4 036	5,14	3368	1 234	27,907
targHR6.9	•	•	•	0,96	4 087	5,19	3418	1 208	27,636
targHR7	•	•	•	0,96	4 136	5,29	3468	1 210	27,367
targHR7.1	•	•	•	0,96	4 185	5,39	3518	1 184	27,103
targHR7.2	•	•	•	0,96	4 234	5,50	3568	1 219	26,842
targHR7.3	•	•	•	0,95	4 283	5,64	3618	1 237	26,580
targHR7.4	•	•	•	0,95	4 332	5,75	3668	1 222	26,328
targHR7.5	•	•	•	0,94	4 380	5,86	3718	1 266	26,077

Tableau 9. Conformité de la politique du système de gestion de la morue charbonnière aux dispositions relatives aux stocks de poissons et à la politique de l'AP (MPO 2009).

Composante	Description
Stock	Morue charbonnière (Pacifique, à l'échelle de la côte)
Paradigme de gestion	Évaluation des stratégies de gestion (ESG) Procédure de gestion (PG, définie ci-dessous) mise à l'essai par simulation pour des TAC annuels compatibles avec les objectifs (définis ci-dessous) Modèles opérationnels (MO) mis à jour selon un cycle de 3 à 5 ans pour l'évaluation des stocks et les essais de simulation de la PG
Points de référence	Points de référence fondés sur le RMD estimés par les MO sur un cycle d'ESG/d'évaluation des stocks de 3 à 5 ans Point de référence limite : $PRL = 0,4B_{RMD}$ Point de référence supérieur du stock : $PRS = 0,8B_{RMD}$ Point de référence cible : $PRC = B_{RMD}$
Évaluation / modèle opérationnel	Ensemble pondéré de cinq modèles opérationnels structurés selon l'âge et le sexe avec incertitude caractérisée par distributions a posteriori de Bayes. Évaluation/modèles opérationnels ajustés aux indices de biomasse (pêches et deux relevés), à la composition selon l'âge (pêches et deux relevés) et aux remises à l'eau de morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire, ainsi qu'aux données auxiliaires provenant de plus de 30 ans de programmes de marquage-recapture.
Procédure de gestion :	
a. Données	CPUE de la pêche au piège (1979 à 2009) Relevé normalisé au piège (1990 à 2009) Relevé aléatoire stratifié au piège (2003 à 2021) Débarquements (1965 à 2021)
b. Méthode d'évaluation	Modèle de production état-espace (MPEE) de Schaefer ajusté aux données décrites en a) ci-dessus
c. RCP	Forme rectilinéaire avec deux points de contrôle estimés par le MPEE : Point de contrôle inférieur : $PCI = 0,4B_{RMD}$ Point de contrôle supérieur : $PCS = 0,8B_{RMD}$ Taux de prélèvement de référence : Taux d'exploitation cible maximal en 2023 = 6,4 %. Les points de contrôle sont estimés annuellement par le MPEE. Taux d'exploitation cible maximal sélectionné au moyen de l'ajustement du rendement simulé de la PG par rapport aux objectifs (définis ci-dessous)

Composante	Description
État des stocks (2022) :	
a. Biomasse reproductrice femelle	<p>Le stock est supérieur à B_{RMD} :</p> <p>$B_{2022} = 29,9$ kt (IC à 95 % : 19,6 à 42,9 kt)</p> <p>$B_{2022}/B_{RMD} = 1,32$</p> <p>Le stock est au-dessus du PRL avec une probabilité élevée :</p> <p>$P(B_{2022} > PRL) = 100\%$</p> <p>Le stock est au-dessus du PRS avec une probabilité élevée :</p> <p>$P(B_{2022} > PRS) = 99\%$</p> <p>Le stock est supérieur au PRC avec une probabilité modérée :</p> <p>$P(B_{2022} > PRC) = 92\%$</p>
b. Taux d'exploitation	<p>Le taux d'exploitation est inférieur à U_{RMD} avec une probabilité élevée :</p> <p>$P(U_{2021} < U_{RMD}) = 94\%$</p>
Plan de rétablissement	<p>Non requis</p> <p>La morue charbonnière ne fait pas l'objet d'une surpêche ($B > B_{RMD}$) ni d'une surpêche ($U < U_{RMD}$)</p>
Critères de rétablissement	<p>Entrée :</p> <p>État du stock en année terminale estimé égal ou inférieur au PRL avec une probabilité supérieure à 50 %</p> <p>Sortie (état rétabli) :</p> <p>Non requis pour le moment</p>
Objectifs :	<ol style="list-style-type: none"> $P(B_{2022} > PRL) \geq 0,95$: Maintenir la biomasse reproductrice femelle au-dessus du point de référence limite de PRL = $0,4 B_{RMD}$ sur 95 % des années mesurées sur deux générations de morue charbonnière $P(\text{decline})$: Lorsque la biomasse du stock reproducteur femelle se situe entre $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, limiter la probabilité de déclin dans les dix prochaines années de très faible à $0,4 B_{RMD}$ à modéré à $0,8 B_{RMD}$. Lorsque l'état du stock se situe entre les deux niveaux, définir le seuil de déclin tolérable à l'aide d'une interpolation linéaire entre les extrêmes. $P(B_{2052} > B_{Targ}) = 0,50$: Maintenir une probabilité de 50 % de biomasse reproductrice femelle au-dessus du point de référence cible en 2052, où le point de référence cible est a) B_{RMD} lorsque $B \geq 0,8 B_{RMD}$ et b) $0,8 B_{RMD}$ lorsque $B < 0,8 B_{RMD}$. $\max(P(C_t > 1\,992 \text{ tonnes}))$: Maximiser la probabilité que les niveaux annuels de prises demeurent supérieurs à 1 992 tonnes, mesurés sur deux générations de morue charbonnière Prises maximales : Maximiser les prises annuelles sur 10 ans

8. FIGURES

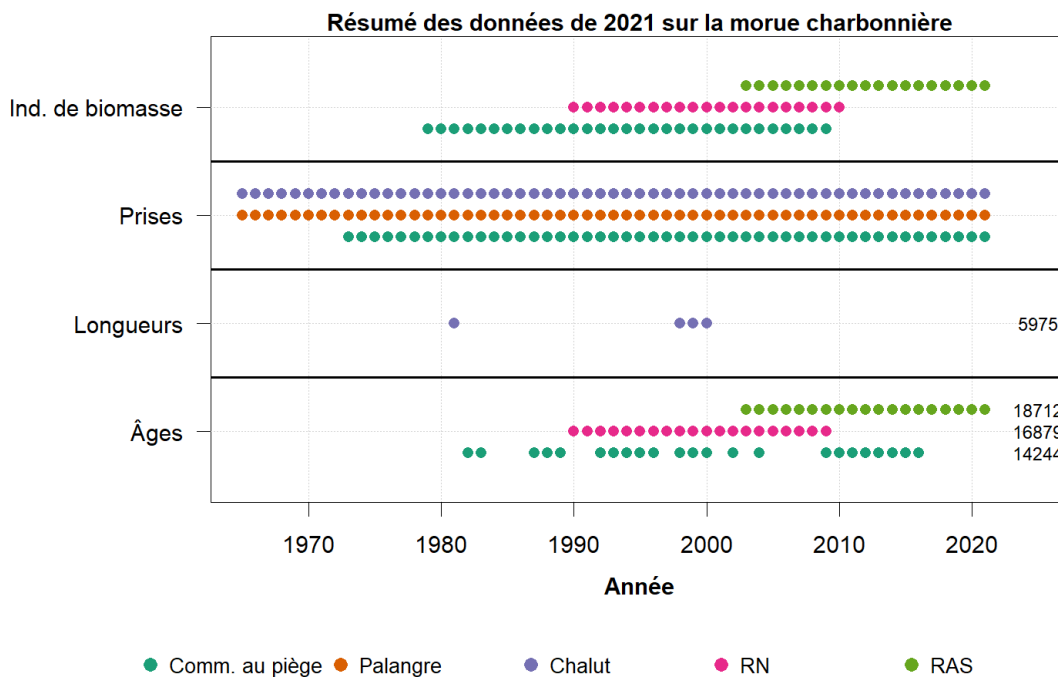


Figure 1. Résumé des données disponibles sur l'indice, les prises, l'âge et la composition selon la longueur pour le modèle opérationnel de la morue charbonnière en 2021. Les points indiquent la présence de données pour chaque année (axe des abscisses) et les flottes (les couleurs sont expliquées dans la légende de la figure). Pour les données sur la composition selon la longueur, la taille totale de l'échantillon pour toutes les années est indiquée à l'extrémité droite du panneau.

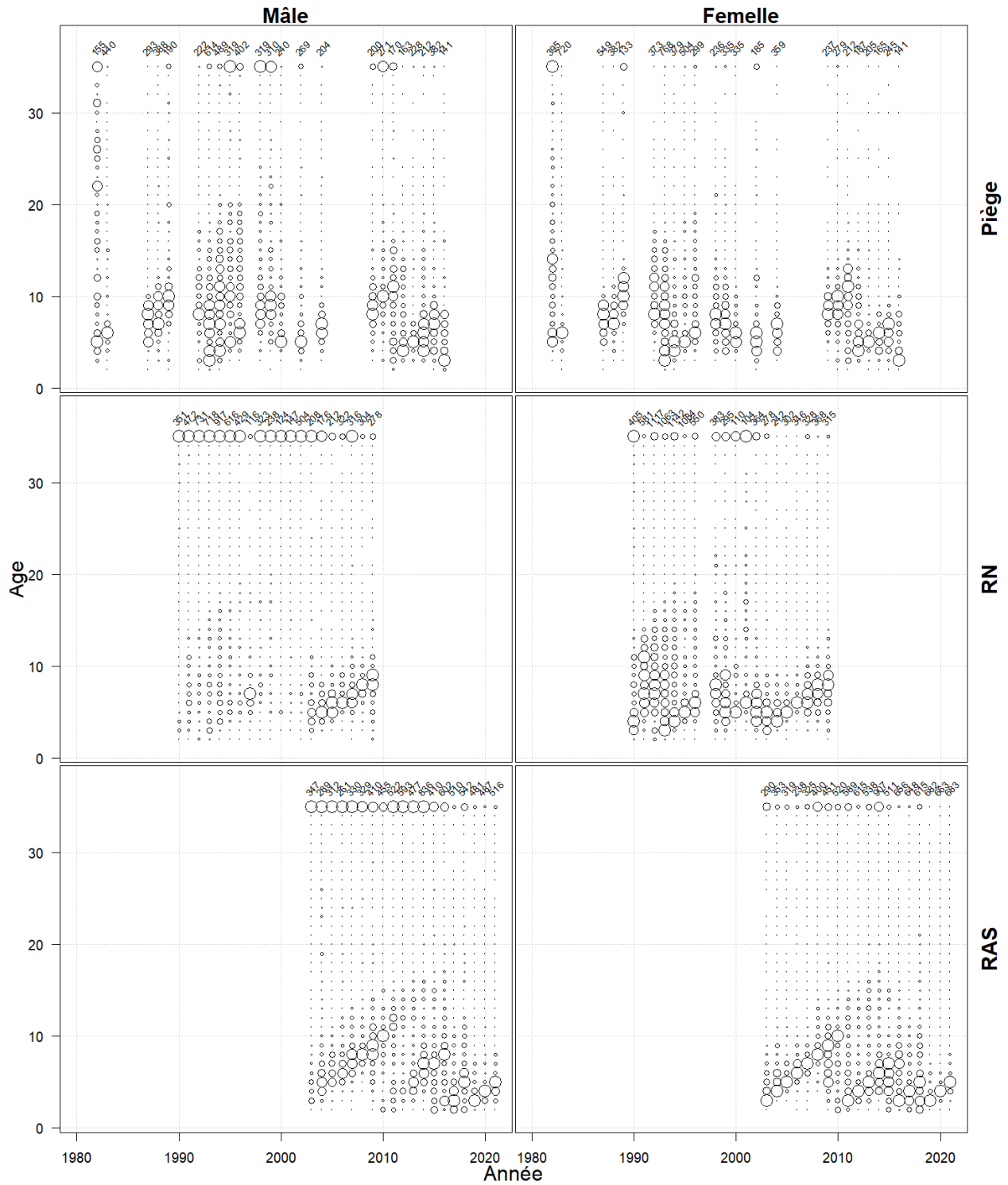


Figure 2. Données sur la composition selon l'âge pour les morues charbonnières mâles (gauche) et femelles (droite) capturées dans la pêche commerciale au piège (rangée du haut), le relevé normalisé au piège (rangée du milieu) et le relevé aléatoire stratifié (rangée du bas).

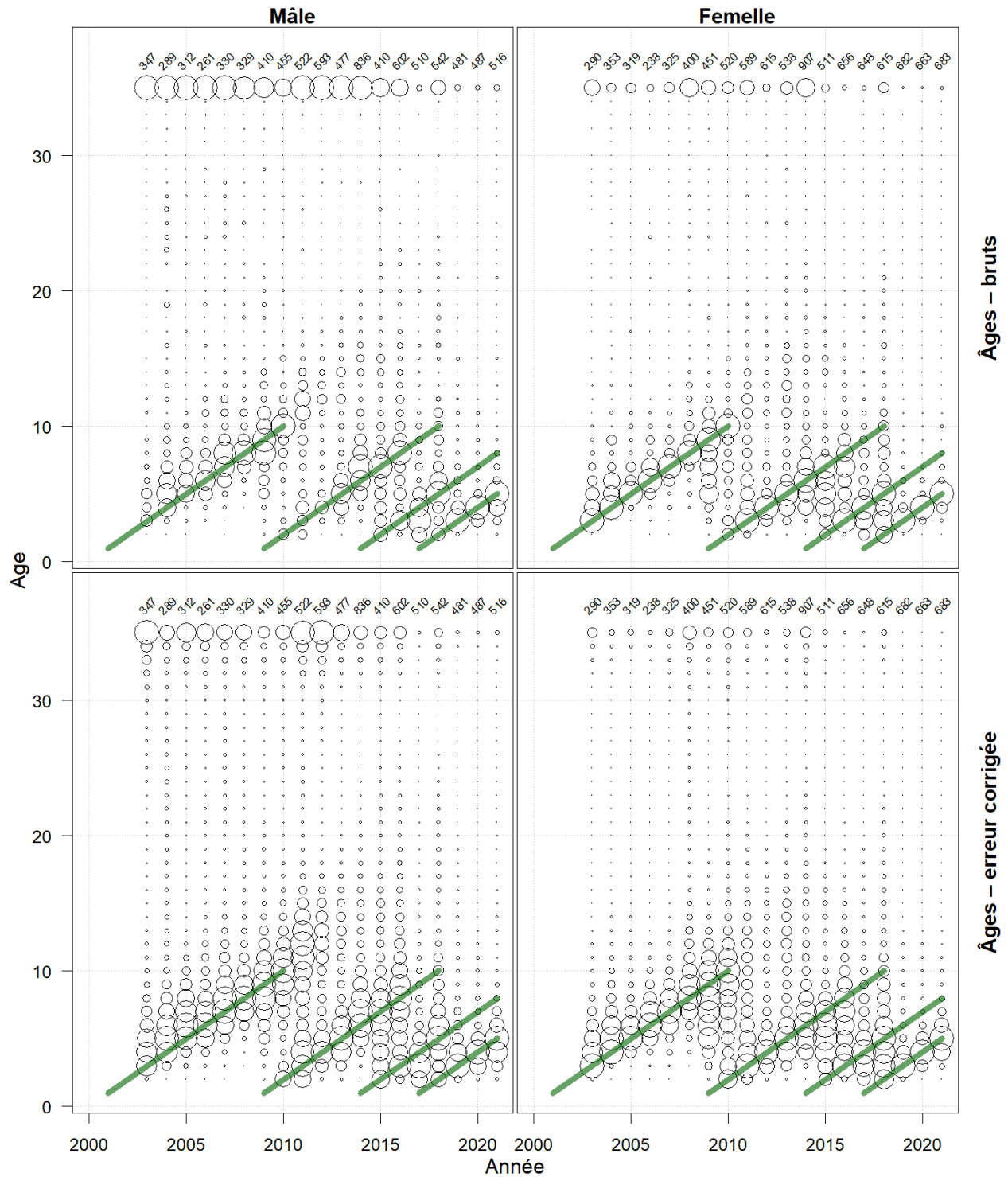


Figure 3. Données sur la composition selon l'âge sous forme brute (rangée du haut) et corrigées pour tenir compte de l'erreur de détermination de l'âge (rangée du bas) pour les morues charbonnières mâles (gauche) et femelles (droite) capturées dans le relevé aléatoire stratifié. Les grandes classes d'âge sont indiquées par des lignes vertes pour les morues charbonnières d'âge 0 en 2000, 2007, 2013 et 2016.

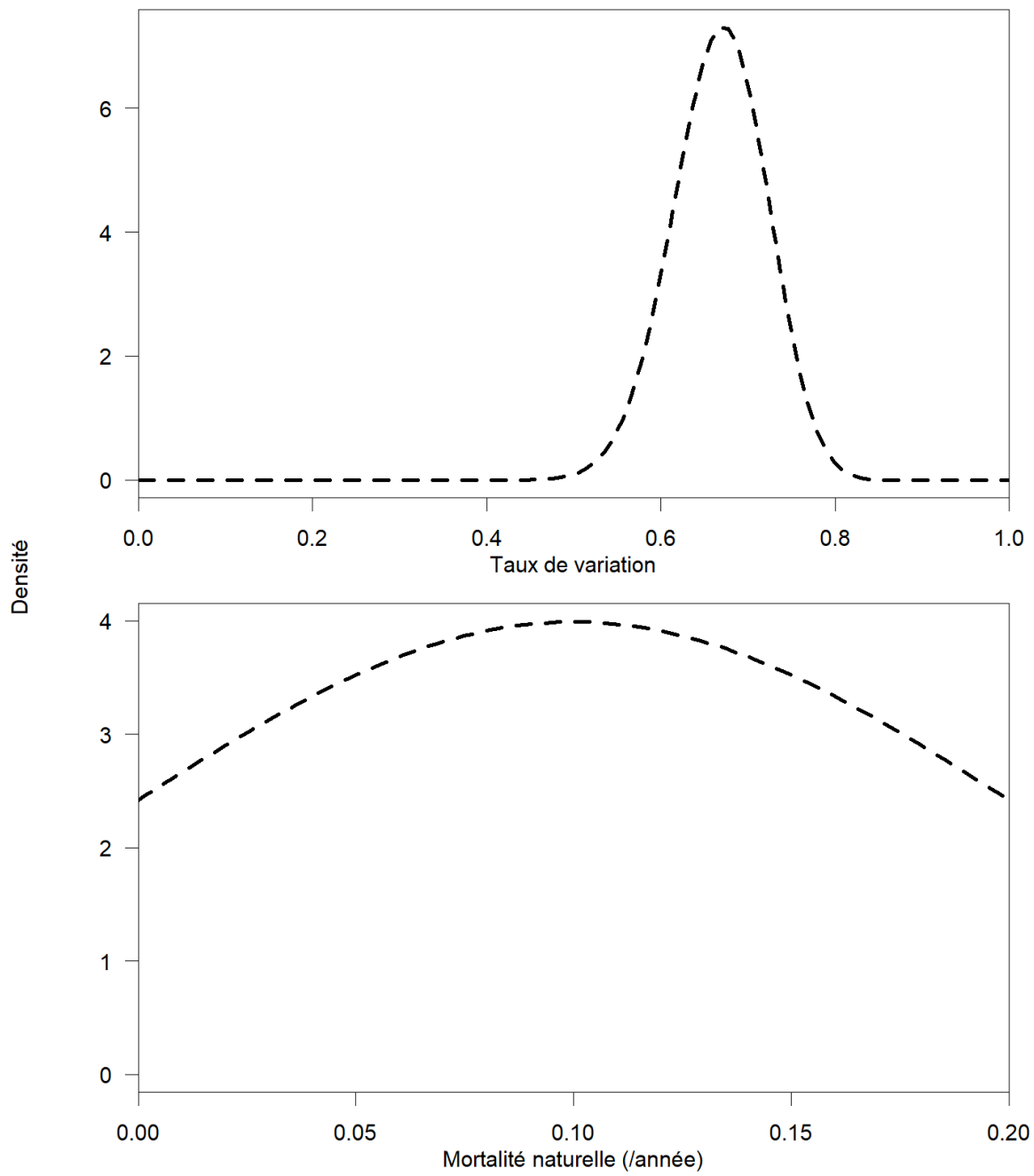


Figure 4. Fonctions de densité a priori pour le taux de variation (en haut) et la mortalité naturelle (en bas).

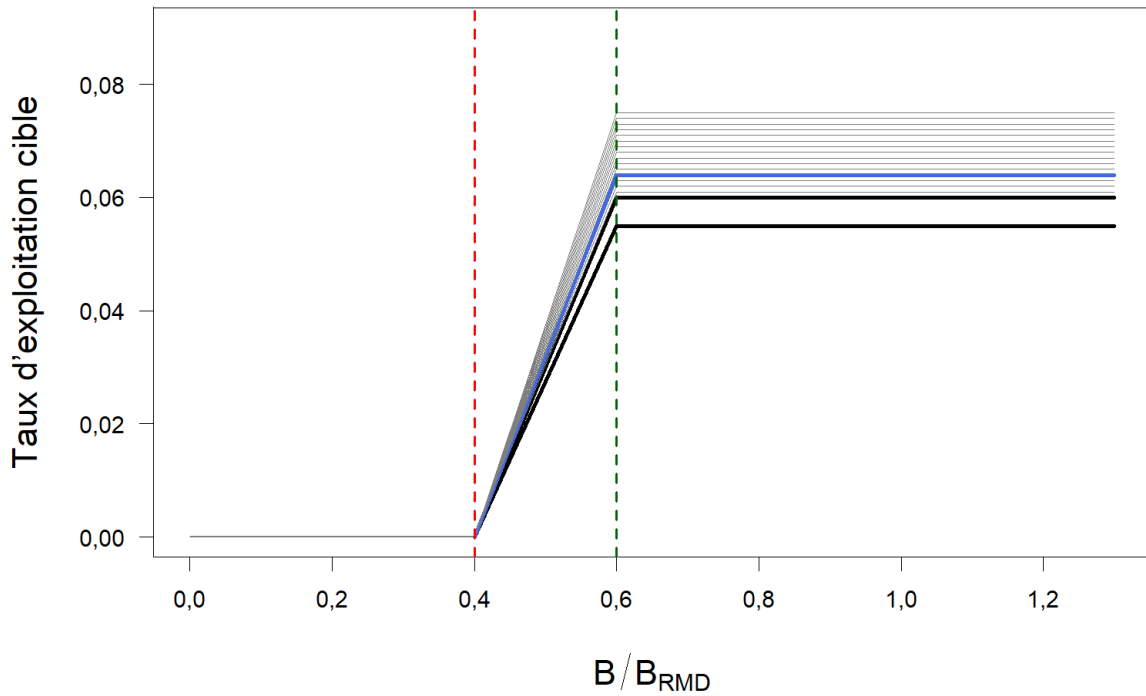


Figure 5. Règles de contrôle des prises avec une plage de différents taux d'exploitation cibles maximaux (U_{max}). L'axe des abscisses est l'estimation du MPEE de la B/B_{RMD} , à partir de laquelle le taux d'exploitation cible (axe des ordonnées) est déterminé. Chaque ligne montre une RCP qui a été mise à l'essai dans la simulation en boucle fermée, les lignes en gras montrant la RCP dans la PG actuelle, une RCP avec un taux d'exploitation cible maximal de 5,5 % ($U_{max} = 0,055$) et une RCP avec un taux d'exploitation cible maximal de 6 % ($U_{max} = 0,06$). Une RCP avec le taux d'exploitation optimal moyen pondéré de 6,4 % ($U_{max} = 0,064$) est représentée par une ligne bleue.

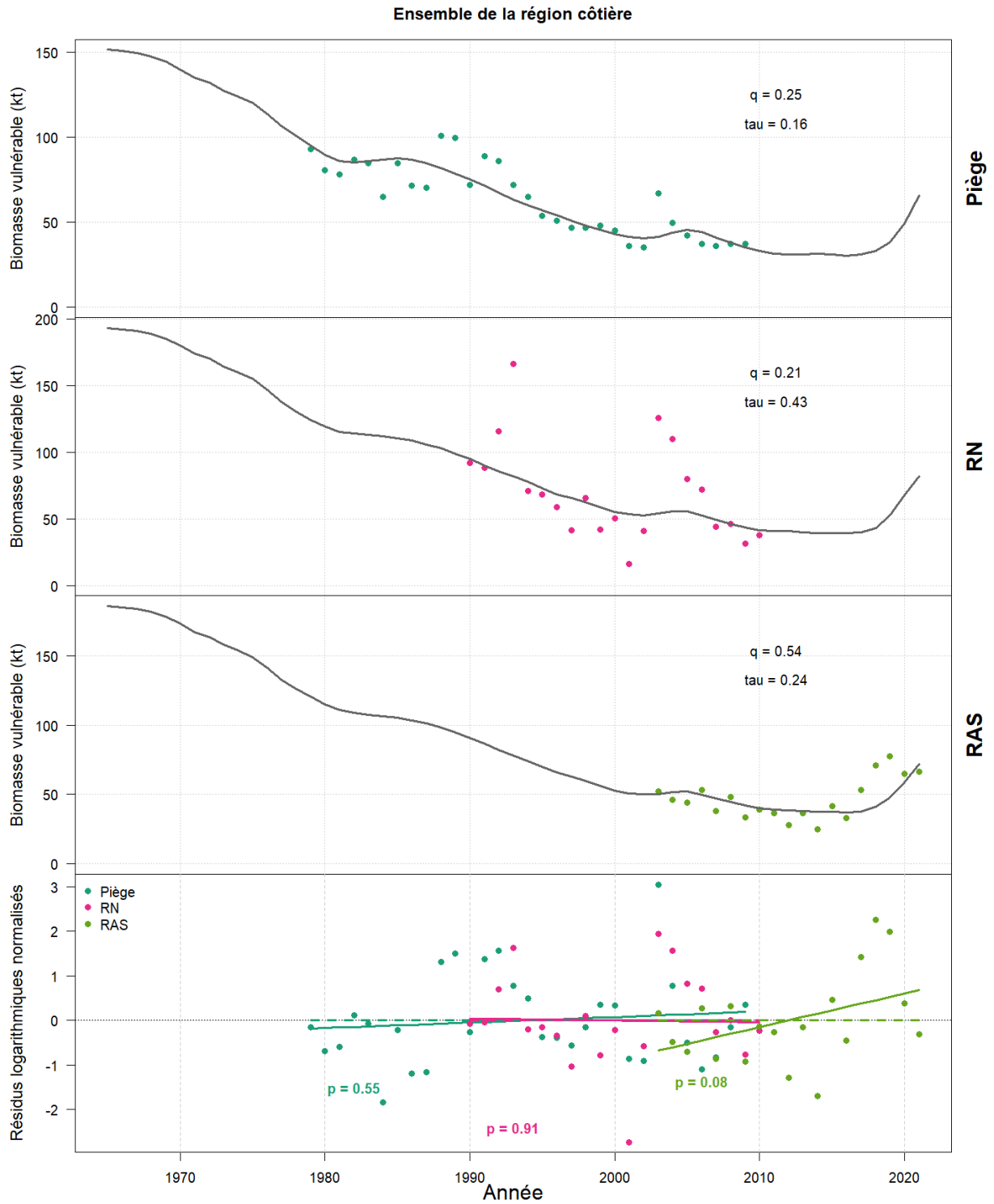


Figure 6. Le MO-MCH s'ajuste aux indices d'abondance et de biomasse, avec des résidus logarithmiques normalisés pour chaque indice (panneau du bas).

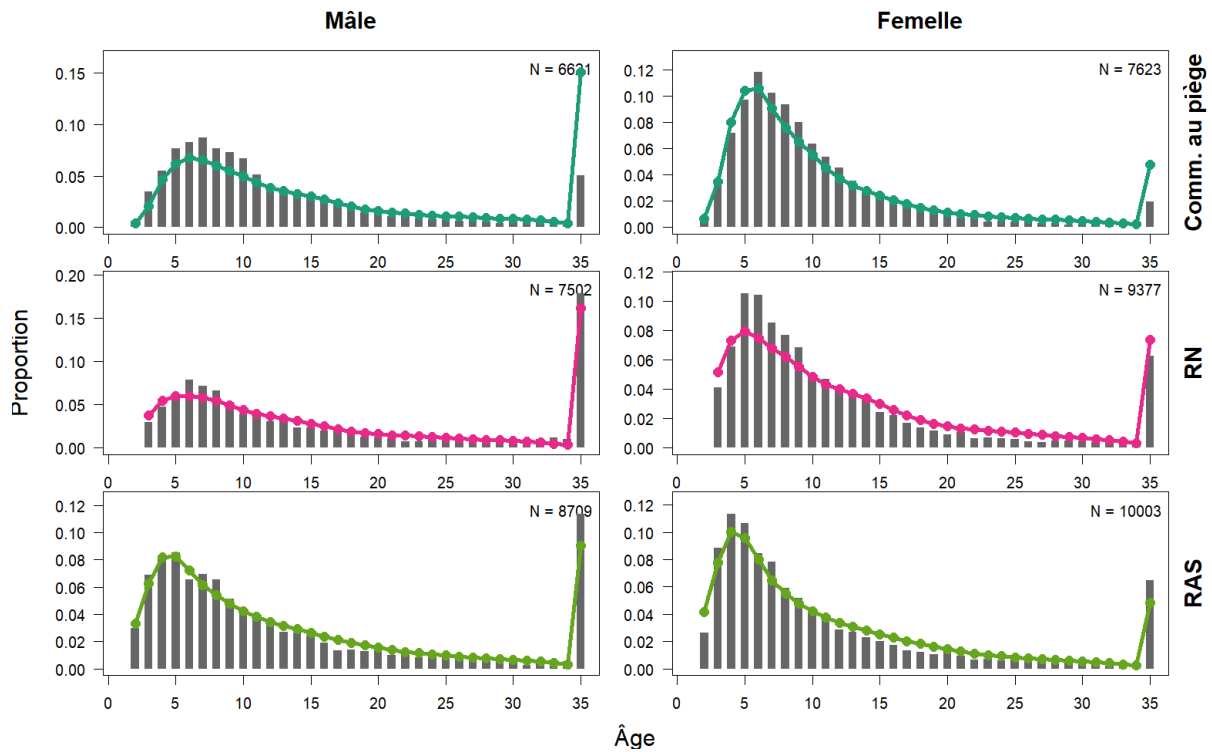


Figure 7. Ajustements moyennés dans le temps du MO-MCH aux données sur la composition selon l'âge pour les mâles (à gauche) et les femelles (à droite), échantillonnés par, de haut en bas, les flottes de pêche au piège, de relevé normalisé (RN) et de relevé aléatoire stratifié (RAS).

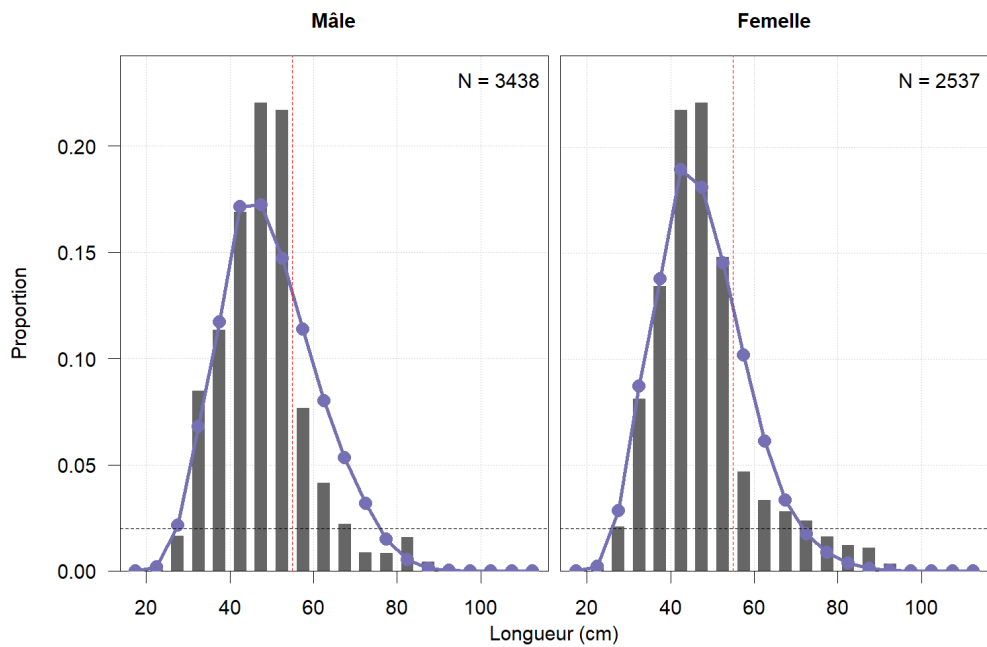


Figure 8. Les ajustements moyennés dans le temps du MO-MCH aux données sur la composition selon la longueur de la pêche au chalut pour les mâles (à gauche) et les femelles (à droite). La ligne rouge pointillée indique la taille minimale limite de 55 cm (longueur à la fourche) pour la conservation de la morue charbonnière.

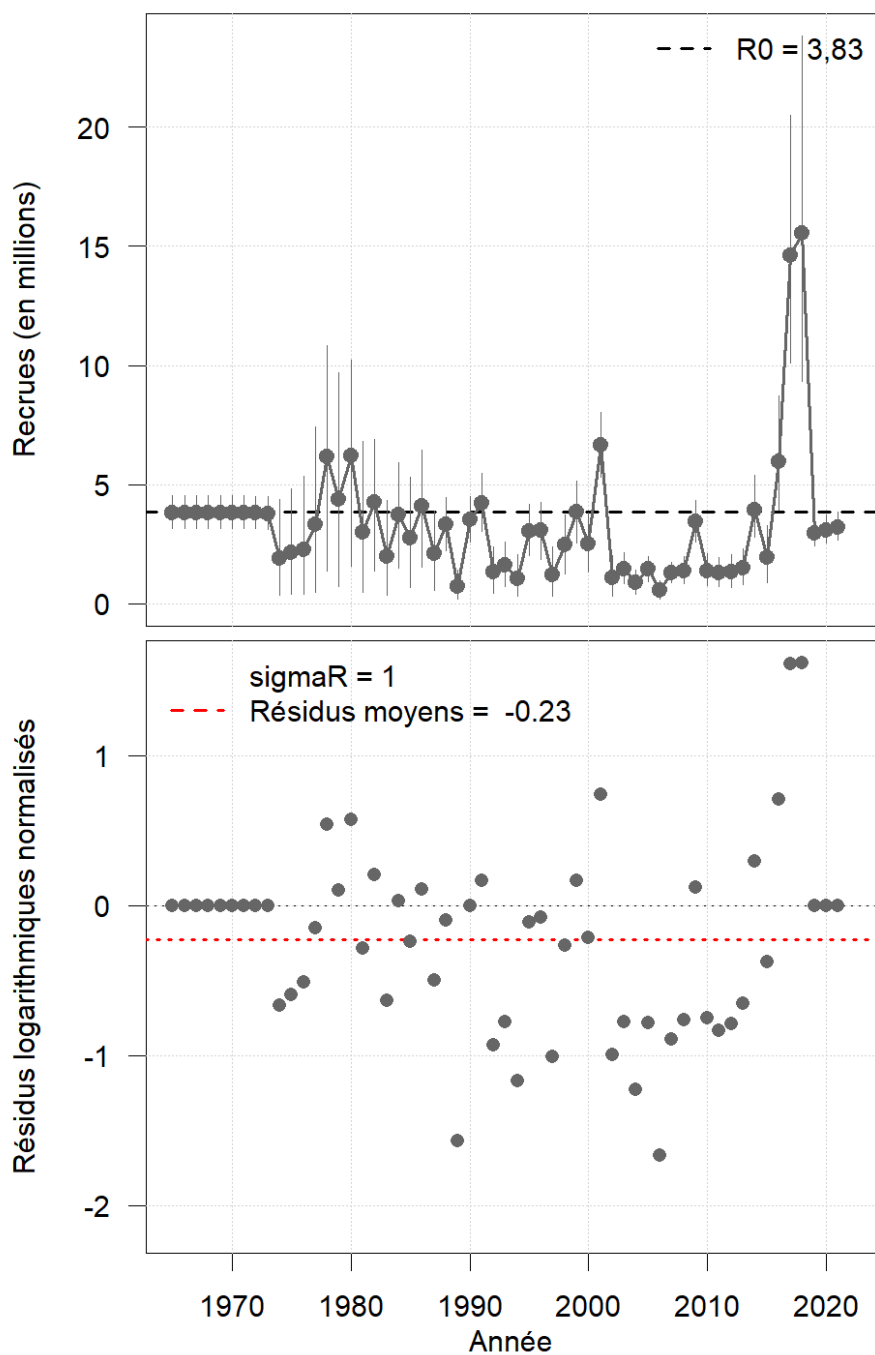


Figure 9. Série chronologique des recrutements de morue charbonnière d'âge 1 (en haut) et des résidus logarithmiques du recrutement normalisés (en bas). Les recrutements absolus montrent le recrutement non exploité à l'équilibre R_0 (ligne horizontale pointillée) et les intervalles de crédibilité à 95 % (segments de ligne verticale), et les résidus sont tracés avec le résidu moyen estimé (ligne horizontale pointillée rouge).

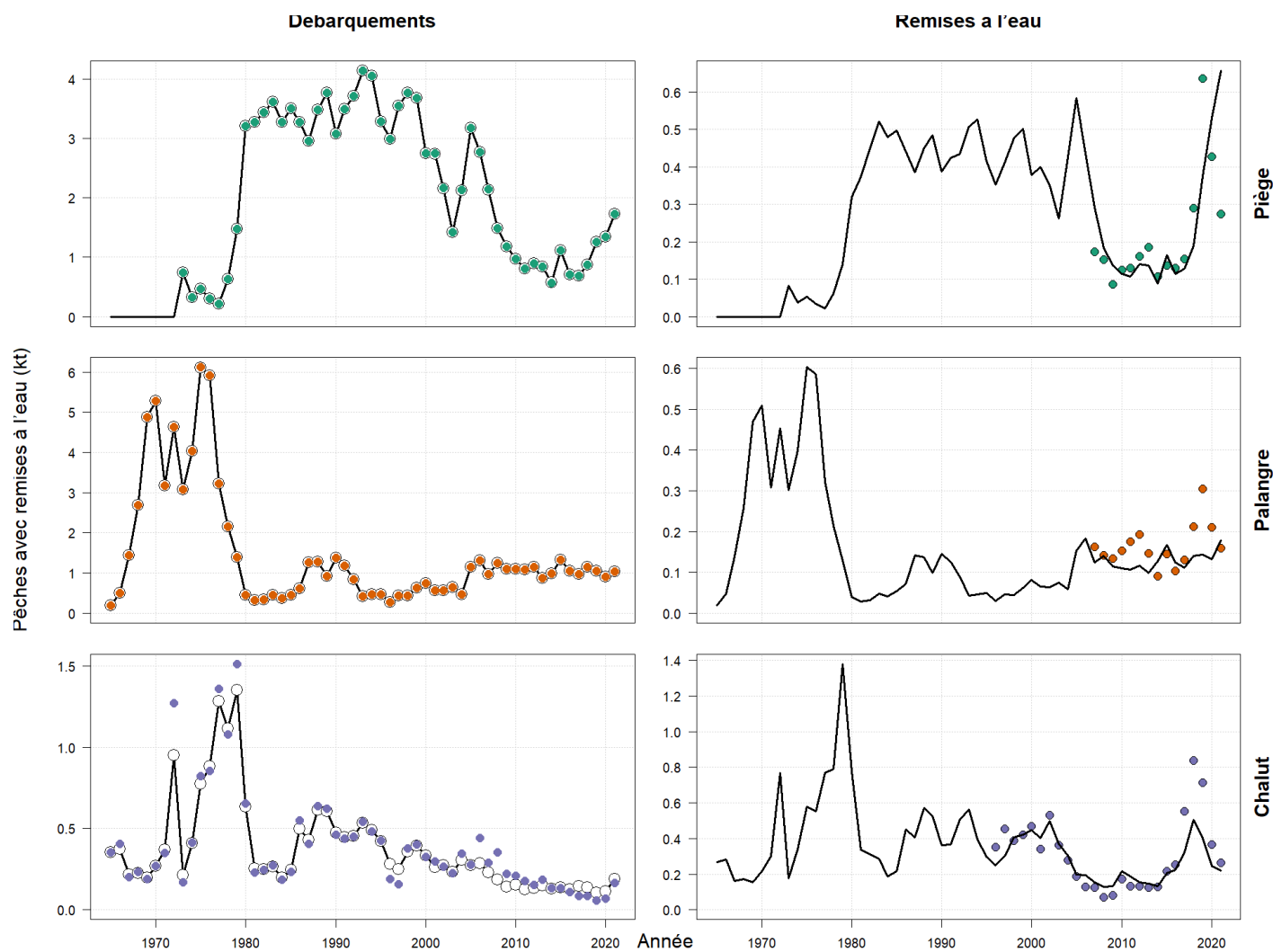


Figure 10. Ajustements du MO-MCH aux débarquements (à gauche) et aux remises à l'eau (à droite). Les observations sont présentées sous forme de points de couleur, et les estimations du modèle sont présentées sous forme de lignes. Les observations sur les remises à l'eau sont ajustées à un écart type fixe de 0,05 pour les pièges et la palangre, et de 0,1 pour le chalut. Les poissons rejetés sont modélisés en tant que proportion de poissons de taille réglementaire débarqués (c.-à-d. plus ou moins une proportion relative des TAC).

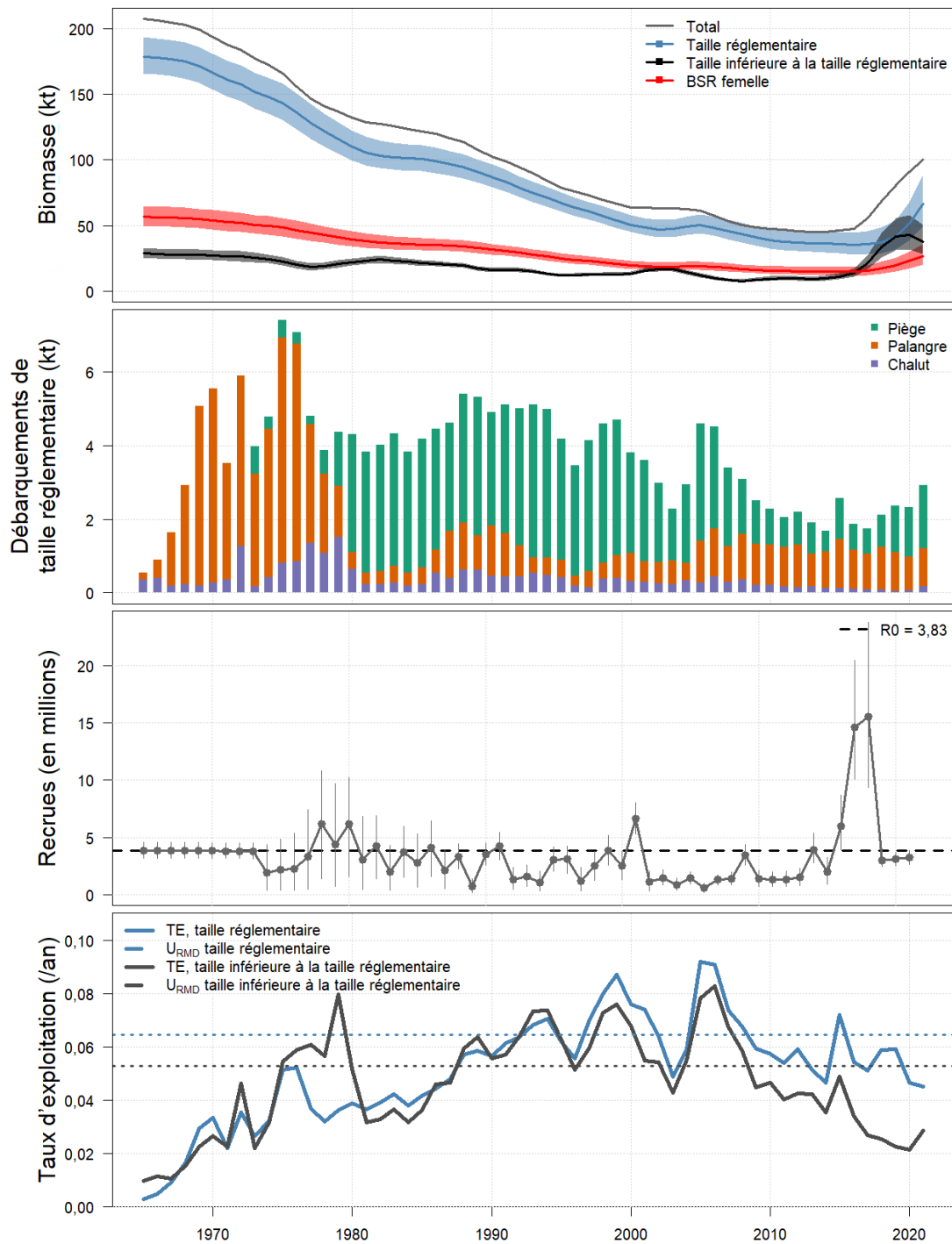


Figure 11. Séries chronologiques du total médian a posteriori (ligne noire) et des intervalles de crédibilité à 95 % a posteriori de la biomasse des poissons de taille réglementaire (en bleu), de la biomasse reproductrice (en rouge) et de la biomasse des poissons de taille inférieure à la taille réglementaire (en gris) (panneau du haut), du total des débarquements des poissons de taille réglementaire par type d'engin commercial (barres colorées; panneau du milieu), des recrutements (troisième panneau), et des taux d'exploitation (panneau du bas) pour le MO-MCH.

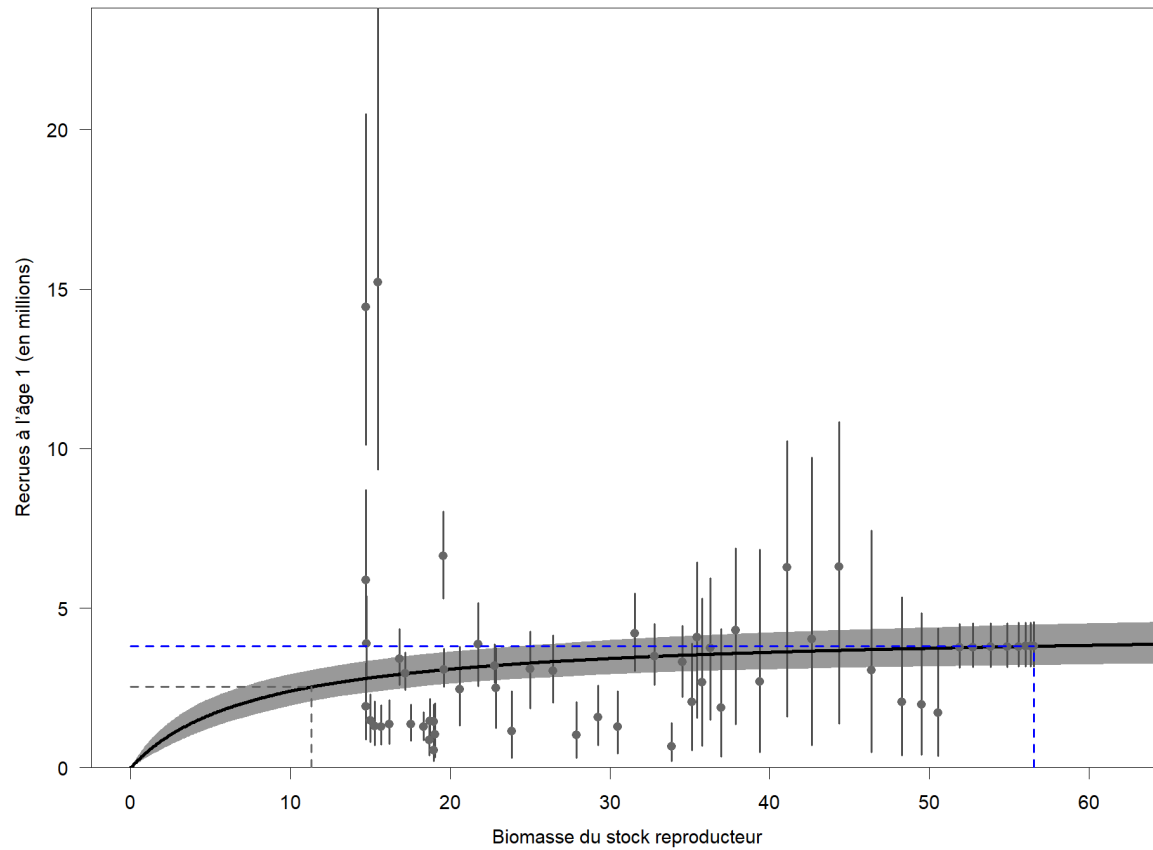


Figure 12. Courbe stock-recrues (ligne pleine) et recrutements absolus (points avec les intervalles de crédibilité à 95 %) pour la morue charbonnière de la Colombie-Britannique selon le MO-MCH. Les lignes pointillées montrent la biomasse non exploitée et le recrutement (ligne bleue pointillée), et la biomasse et le recrutement à 20 % de non-exploitation (lignes grises pointillées).

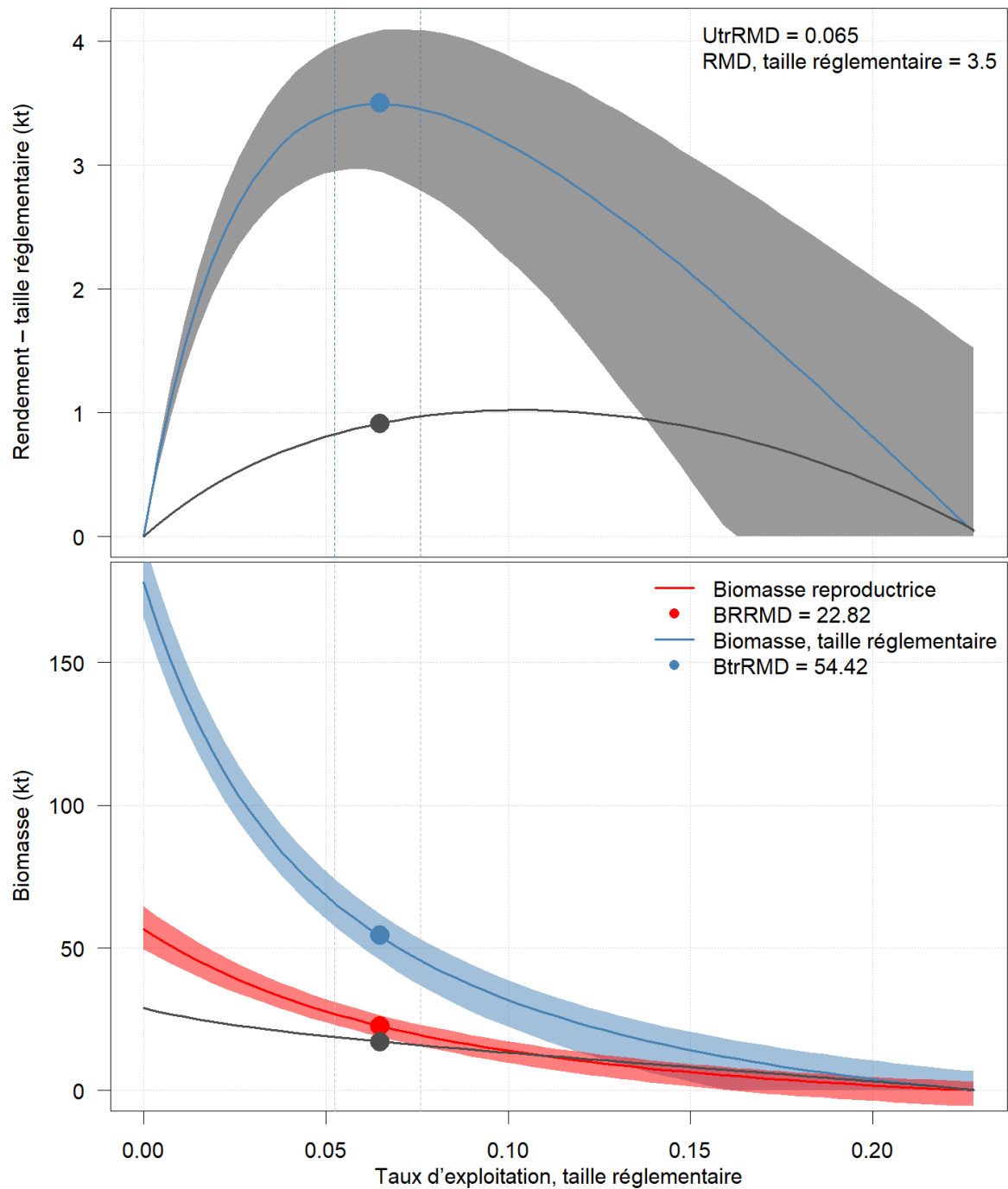


Figure 13. Rendement pour les poissons de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire (en haut) et biomasse (en bas) à l'équilibre en tant que fonction des taux d'exploitation totaux de poissons de taille réglementaire. Les points de référence associés au taux d'exploitation U_{RMD} des poissons de taille réglementaire sont indiqués sous forme de cercles fermés sur chaque ligne. Les intervalles de crédibilité à 95 % a posteriori du rendement et de la biomasse sont présentés sous forme d'enveloppes, et le rendement médian a posteriori pour les poissons de taille inférieure à la taille réglementaire sont présentés par une ligne noire, tandis que l'intervalle de crédibilité à 95 % pour le U_{RMD} des poissons de taille réglementaire est indiqué par les lignes pointillées verticales.

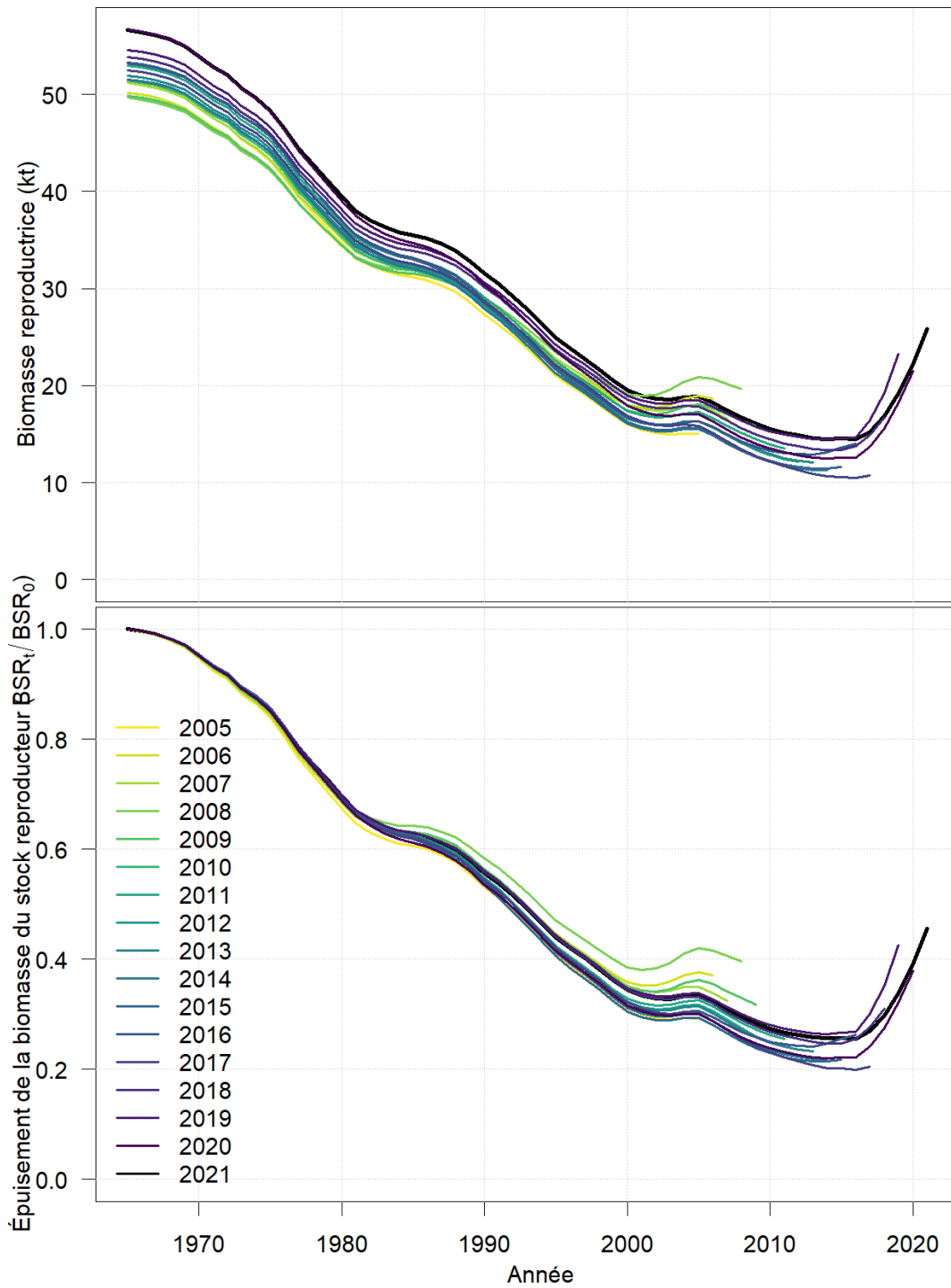


Figure 14. Estimations du maximum de vraisemblance de la biomasse reproductrice pour le modèle opérationnel de la morue charbonnière ajustées aux données de 2005 à 2021 dans une analyse rétrospective.

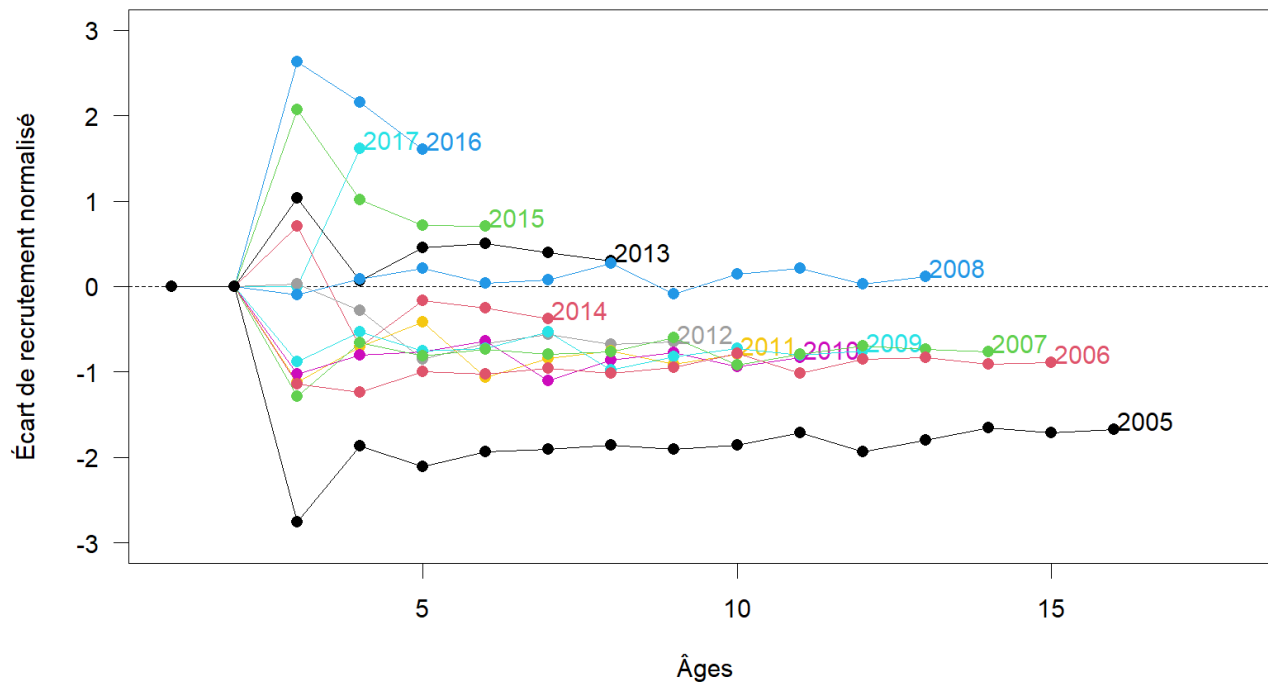


Figure 15. Force rétrospective de la cohorte (écarts log-normaux de recrutement). Les étiquettes indiquent la cohorte, et les points/lignes montrent comment les estimations des écarts des erreurs du processus de recrutement (axe des ordonnées) ont changé à mesure que l'âge de chaque cohorte augmentait (axe des abscisses). Le point marqué pour chaque cohorte montre l'écart de recrutement estimé dans la couche finale.

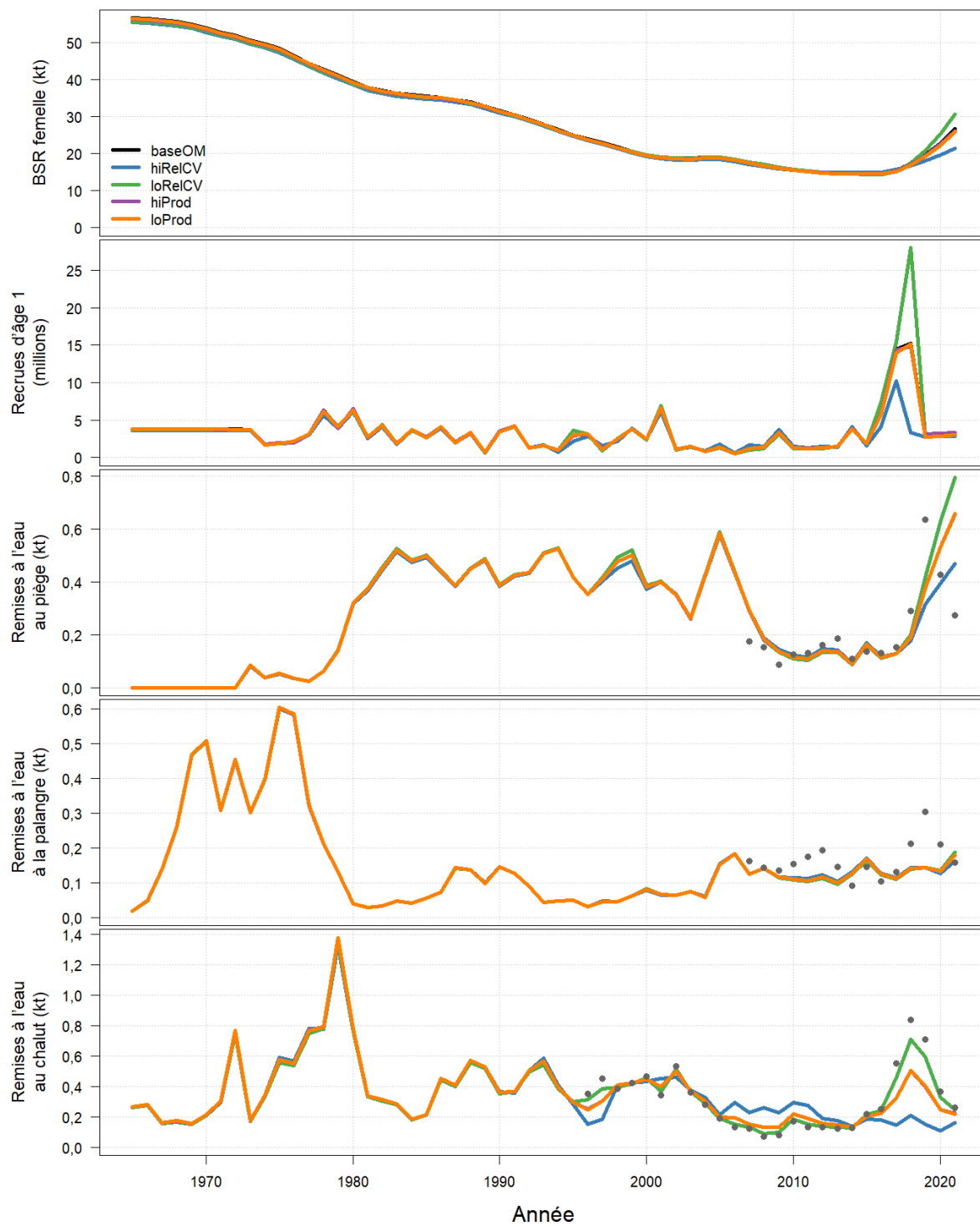


Figure 16. Comparaison des estimations (lignes) de la biomasse reproductrice femelle, du recrutement à l'âge 1 et des observations des remises à l'eau (points) pour chaque flotte commerciale dans l'ensemble de référence des modèles opérationnels (les lignes de couleur sont expliquées dans la légende).

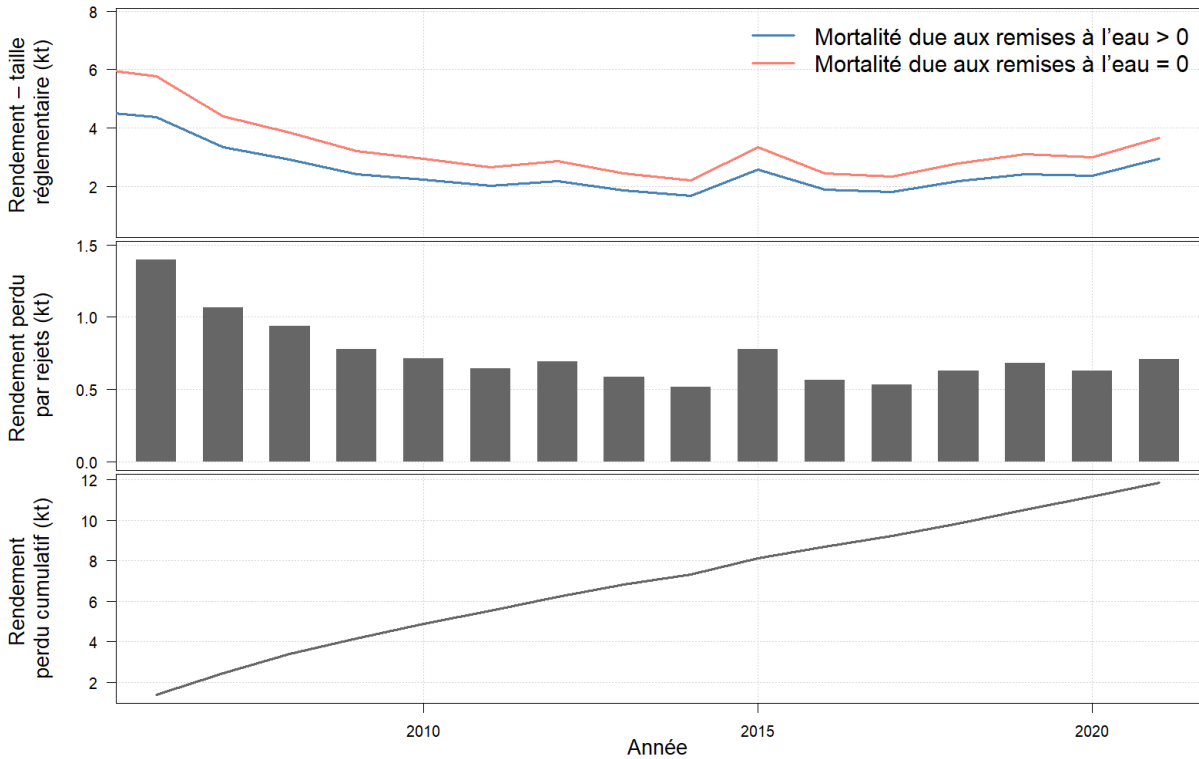


Figure 17. Estimations du rendement de la morue charbonnière de taille réglementaire perdu en raison des rejets depuis 2006, montrant le rendement avec et sans mortalité provoquée par les rejets sur les historiques de modèle en supposant les mêmes paramètres du cycle biologique et les mêmes taux annuels de mortalité par pêche (rangée du haut). Les rangées inférieures montrent la différence de rendement entre les historiques de modèle (milieu) et le rendement cumulé perdu depuis 2006 (rangée du bas).

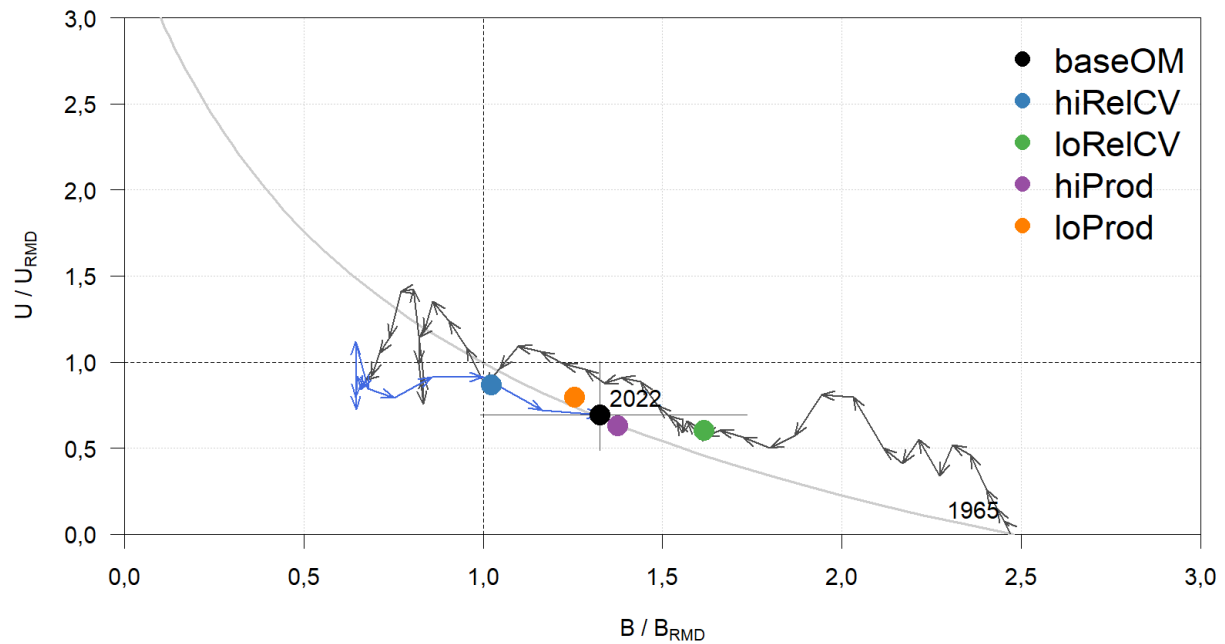


Figure 18. Un diagramme de phase de la médiane a posteriori de la biomasse reproductrice (axe horizontal) et du taux d'exploitation total des poissons de taille réglementaire (axe vertical) par rapport à leurs points de référence U_{RMD} . Les flèches indiquent le sens du temps, qui commence en 1965 et se termine en 2022, et les années écoulées depuis le début de l'ESG pour la morue charbonnière de la Colombie-Britannique en 2011, en bleu. À la fin de la série chronologique se trouve un réticule montrant les intervalles de crédibilité à 95 % dans l'état actuel du stock selon le MO de base, tandis que l'état médian du stock pour les quatre modèles opérationnels pondérés inférieurs est indiqué sous forme de cercles de couleur. La relation à l'équilibre de la biomasse reproductrice et du taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire est représentée par une courbe gris pâle en arrière-plan du diagramme.

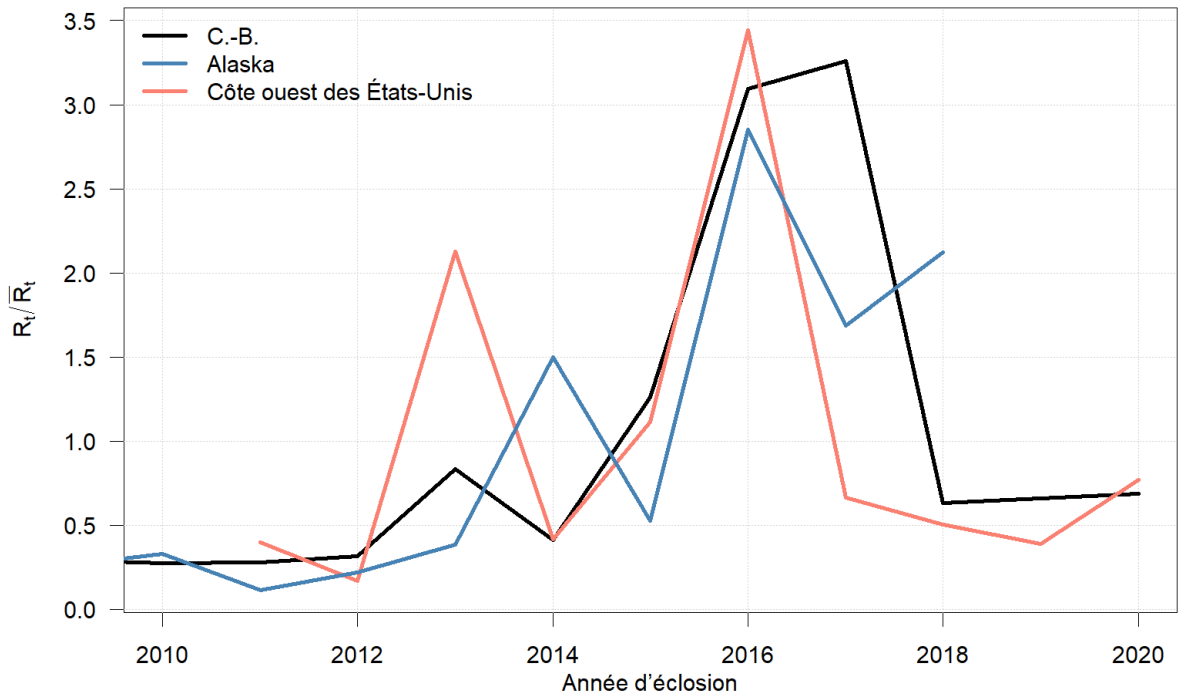


Figure 19. Estimations du recrutement à partir des évaluations du stock de morue charbonnière en Colombie-Britannique, sur la côte ouest des États-Unis et en Alaska. L'axe des ordonnées montre l'année de ponte, et l'axe des abscisses montre les estimations du recrutement par rapport à la moyenne pour la période indiquée.

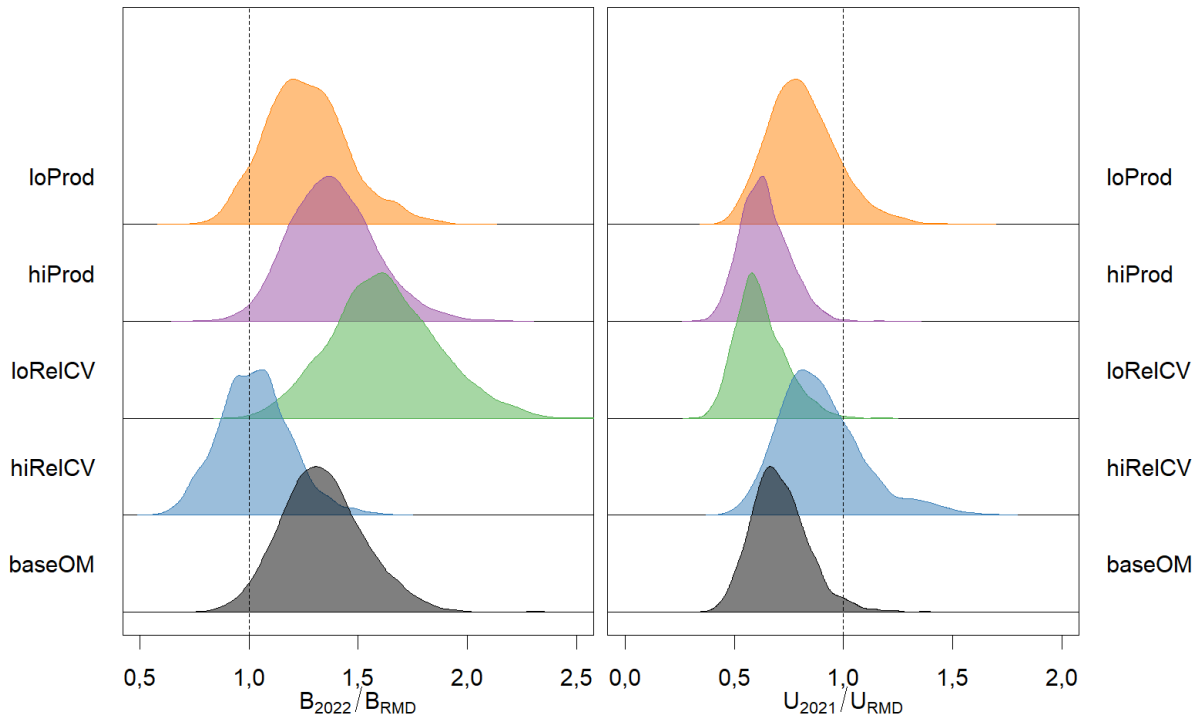


Figure 20. Graphique à colonnes empilées de la densité a posteriori de l'état du stock par rapport aux points de référence fondés sur le RMD pour les cinq modèles opérationnels de l'ensemble de référence. La colonne de gauche indique la biomasse reproductrice du début de l'année 2022 par rapport à la B_{RMD} du modèle opérationnel, et la colonne de droite indique le taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire de 2021 par rapport au U_{RMD} des poissons de taille réglementaire du modèle opérationnel.

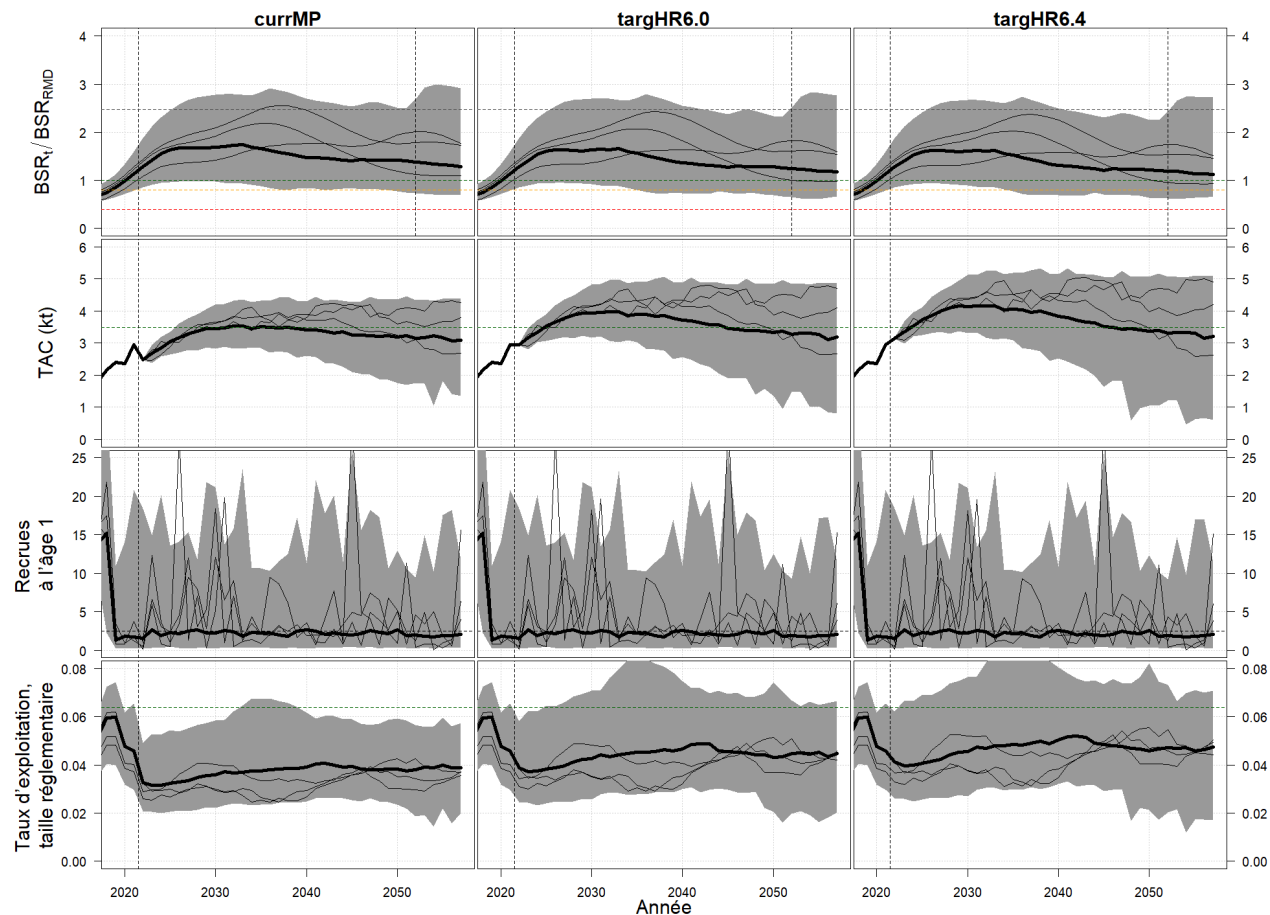


Figure 21. Enveloppes de simulation composite pondérées de l'état du stock (en haut), des TAC recommandés par la PG (deuxième rangée), du recrutement à l'âge 1 (troisième rangée), et des taux d'exploitation effectifs des poissons de taille réglementaire (en bas), selon la PG actuelle avec un taux d'exploitation de 5,5 % (à gauche), et deux PG de recharge avec un taux d'exploitation de 6,0 % (au milieu) et un taux d'exploitation de 6,4 % (à droite). Les régions en gris montrent le centre de 95 % des résultats, les lignes noires épaisses montrent la médiane et les lignes noires minces montrent trois répétitions de simulation aléatoires. Les modèles opérationnels composites sont construits par échantillonnage sur l'ensemble de référence en proportion de leur pondération. Les points de référence médians a posteriori des modèles opérationnels composites pondérés sont présentés sous forme de lignes horizontales pointillées. Dans la rangée du haut, les B_0 (gris), B_{RMD} (vert), B_{RMD} de 0,8 (orange) et B_{RMD} de 0,4 (rouge) sont indiquées, les années 2022 et 2052 étant indiquées par des lignes pointillées verticales. Les trois rangées suivantes indiquent le RMD (vert, deuxième rangée), le R_0 (noir, troisième rangée) et le U_{RMD} (vert, quatrième rangée).

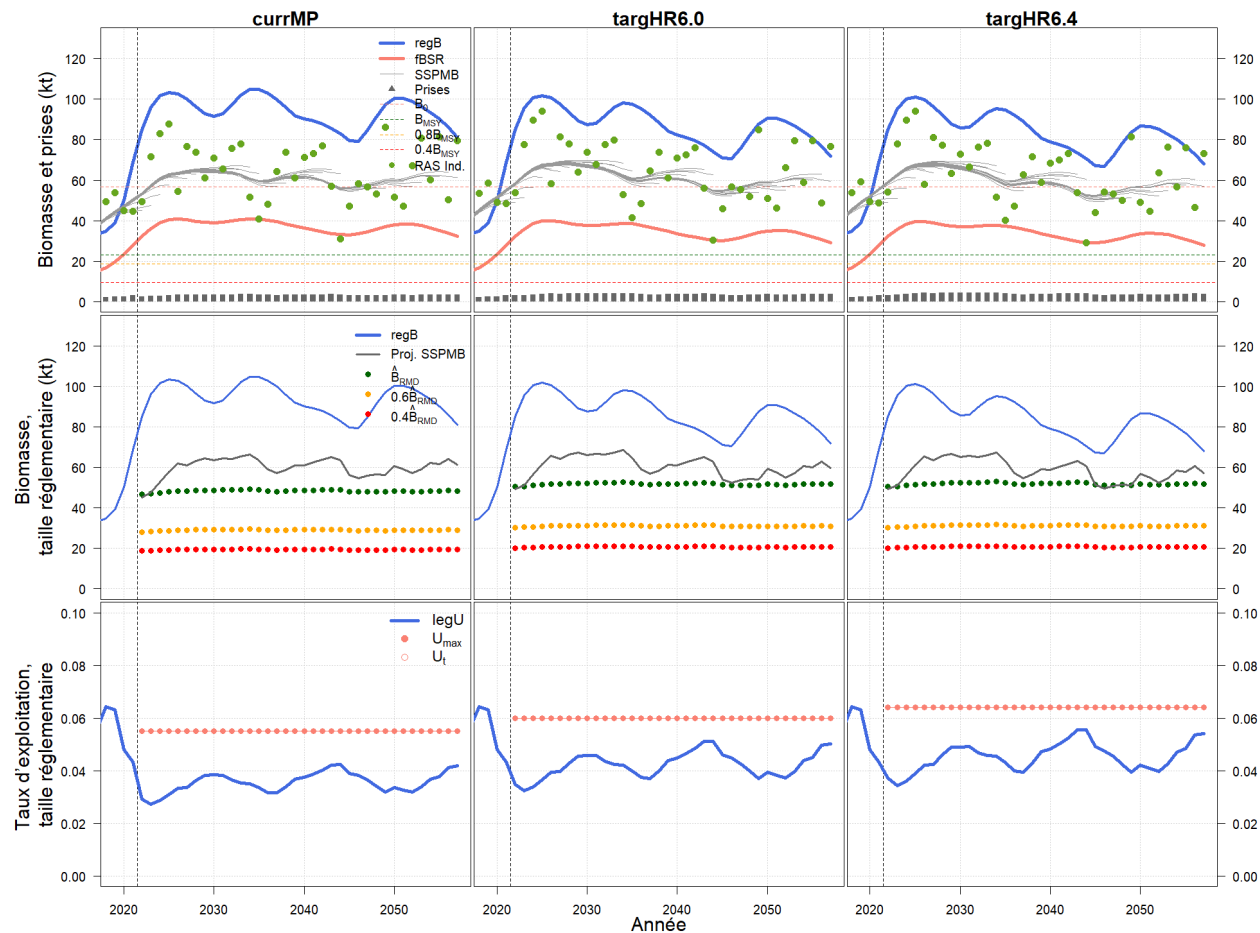


Figure 22. Illustration de la performance relative de trois PG (de gauche à droite) sur la même répétition de simulation à partir du modèle baseOM. Rangée du haut : biomasse des poissons de taille réglementaire du MO (B_{tr}) et biomasse reproductrice femelle (B_{SRf}), et traces rétrospectives des estimations de la biomasse de la PG (B_{MPEE}), qui ont été ajustées aux prises (barres) et aux indices du relevé aléatoire stratifié (points verts, mis à l'échelle par la capturabilité du MPEE en 2057). Deuxième rangée : entrées dans la RGP de la PG, y compris les estimations projetées de la biomasse (B_{MPEE}), la B_{RMD} estimée à partir du MPEE et les points de contrôle connexes (B_{RMD} de 0,4, B_{RMD} de 0,6), ainsi que la biomasse des poissons de taille réglementaire réelle du MO (B_{tr}) pour référence. Rangée du bas : taux d'exploitation de référence maximal U_{max} par rapport au taux d'exploitation cible final U_c établi par la RGP, qui coïncide avec le moment où les estimations de la biomasse sont au-dessus du point de contrôle supérieur. Le taux d'exploitation effectif des poissons de taille réglementaire (U_{tr}) indique le taux réellement appliqué au stock simulé.

ANNEXE A. HISTORIQUE DE GESTION ET DES PRISES

A.1. HISTORIQUE DE GESTION

Un historique détaillé de la gestion des pêches de morue charbonnière de 1981 à 2015 est présenté dans Cox *et al.* (2023). Dans la présente annexe, nous offrons un aperçu des changements de gestion importants (tableau A - 1) et renvoyons les lecteurs à Cox *et al.* (2023) pour plus de détails.

Tableau A.1. Aperçu des changements importants dans la gestion de la morue charbonnière au fil du temps.

Année	Mesure
1945	- Application d'une limite de taille basée sur le poids qui, lorsqu'elle est convertie en longueur à la fourche, a créé effectivement une limite de longueur à la fourche de 63 cm.
1965	- Adoption d'une longueur minimale basée sur une longueur à la fourche de 54 cm.
1977	- Adoption d'une longueur minimale basée sur une longueur à la fourche de 55 cm. - Le règlement impose à toutes les catégories de permis commerciaux de remettre à l'eau les morues charbonnières plus petites que la taille réglementaire. - Établissement de la zone d'exclusion économique canadienne de 200 milles marins en 1977, qui fait que les flottes étrangères qui pêchaient la morue charbonnière dans les eaux canadiennes ont jusqu'en 1981 pour cesser leurs activités.
1981	- Introduction de la restriction de permis en 1981, qui donne lieu à 49 titulaires de permis sous la désignation « K », pêchant soit au piège, soit à la palangre. (Veuillez noter qu'il y a actuellement 48 permis disponibles.)
1990	- Introduction du quota individuel transférable (QIT) dans le secteur des permis pour la morue charbonnière.
1994	- Arrêt volontaire de la pêche dirigée de la morue charbonnière par les navires titulaires d'un permis K dans les bras de mer continentaux en 1994; ces derniers sont considérés comme des aires de croissance importantes pour les morues charbonnières juvéniles. - Introduction d'une disposition de « report » pour la première fois. Cette disposition permet aux détenteurs de quotas individuels de retarder la capture des QIT de l'année de pêche en cours jusqu'à l'année suivante (un déficit) et de tenir compte des dépassements du QIT pendant l'année de pêche en cours (un dépassement). Divers changements ont été apportés aux règles de report pour la morue charbonnière depuis 1994 (Cox <i>et al.</i> 2022).
2006	- Mise en place de la surveillance électronique (SE) en mer dans les flottes de poisson de fond autres que les chalutiers, y compris la flotte de morue charbonnière autorisée. Changements apportés à la transférabilité des quotas à compter de 2006 avec l'introduction du Projet pilote intégré pour le poisson de fond, qui a permis à des titulaires de permis autres qu'un permis K d'accéder temporairement à une partie du quota de morue charbonnière réservé à ce permis; l'année de pêche 2010-2011 a été la première année de permanence du Programme d'intégration de la pêche commerciale du poisson de fond (MPO 2010).
2011	- Mise en œuvre du processus d'ESG de la morue charbonnière pour la première fois; il est appliqué chaque année depuis 2011.

A.1.1. Historique du processus d'ESG de la morue charbonnière

Depuis 2011, la pêche de la morue charbonnière en Colombie-Britannique est gérée au moyen d'un processus d'ESG. Le processus d'ESG de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique fonctionne selon un cycle, les modèles opérationnels (MO) étant mis à jour tous les trois à cinq ans afin d'intégrer de nouvelles données et hypothèses au sujet du stock de morue charbonnière et de la dynamique de la pêche. Une fois qu'un ensemble de MO a été mis à jour, des essais par simulation de la procédure de gestion (PG) actuelle, ainsi qu'une série de PG de rechange, sont entrepris afin de déterminer une seule PG qui sera appliquée pour élaborer des avis sur les pêches pour le reste du cycle d'ESG. La sélection des PG repose sur une simulation du rendement de la gestion par rapport aux objectifs de gestion établis. Dans le tableau A-2 ci-dessous, nous résumons le processus d'ESG de la morue charbonnière de 2011 à aujourd'hui, y compris les résultats de gestion.

A.1.2. Élaboration du modèle opérationnel de la morue charbonnière

Chaque fois que le MO est révisé, les données sont mises à jour, y compris un indice du stock tiré d'un relevé aléatoire stratifié (RAS) indépendant de la pêche et les données sur les prises selon l'âge du relevé aléatoire stratifié et de la pêche commerciale à la palangre. Les prises conservées et les remises à l'eau totales (en unités de biomasse) sont mises à jour pour la pêche commerciale au piège, à la palangre et au chalut. Les estimations de la sélectivité des pêches établies à partir des données de marquage-recapture peuvent également être mises à jour. Le premier MO de la morue charbonnière était un modèle mixte et structuré en fonction du sexe et de l'âge qui comprenait une formulation de groupe de croissance (Cox et Kronlund 2009; Cox *et al.* 2011). Cependant, une approche structurée en fonction du sexe et de l'âge a constitué le principal MO utilisé pour les évaluations officielles périodiques de l'état du stock ainsi que pour les essais de simulation du rendement des PG depuis 2017 (Cox *et al.* 2016). Le dernier examen par les pairs complet du modèle opérationnel de la morue charbonnière a eu lieu en 2016 (MPO 2016; Cox *et al.* 2023). Une mise à jour plus modeste a été entreprise en 2019 dans le cadre d'une évaluation des PG, examinée dans le cadre d'un processus de réponse des sciences du SCAS (MPO 2020). Les mises à jour de la PG appliquées à la pêche ont généralement lieu à la suite de révisions du MO, mais elles ont été mises en œuvre sans modification du MO lorsque les objectifs de pêche changent (MPO 2014).

La version de 2016 du MO a remplacé le modèle des deux sexes combinés utilisé pour les analyses de l'ESG de la morue charbonnière de 2011 et de 2014 (Cox *et al.* 2011; MPO 2014). Les données de surveillance du stock et de la pêche ont également été mises à jour à ce moment-là. Les principales révisions du MO effectuées en 2016 (Cox *et al.* 2023) comprennent les suivantes :

1. Élaboration d'un modèle statistique des prises selon l'âge des deux sexes. Bien que la structure du modèle ait changé en comparaison au modèle de 2010, les formules de vraisemblance étaient en grande partie les mêmes, à l'exception d'un changement mineur de la vraisemblance de la composition selon l'âge qui accumule toutes les proportions selon l'âge inférieures à 0,005 dans une seule tranche de l'accumulateur. Ce changement a réduit la sensibilité du modèle à de petites proportions qui se produisent inévitablement pour les espèces longévives. La complexité supplémentaire de la séparation des mâles et des femelles dans les données et le modèle opérationnel a amélioré les ajustements du modèle pour la classe d'âge 35 et plus, mais a produit des résultats semblables à ceux du précédent modèle qui combinait les deux sexes. Des estimations provisoires des taux de mortalité naturelle chez les mâles (~ 0,06) et les femelles (~ 0,09) ont également été obtenues à partir du modèle des deux sexes.

-
2. La mise en œuvre d'une matrice d'erreur dans la détermination de l'âge appliquée aux proportions selon l'âge du modèle, qui a permis d'améliorer l'ajustement du modèle aux données observées sur la composition selon l'âge et la stabilité globale, et de réduire l'autocorrélation dans le recrutement estimé. L'inclusion de l'erreur de détermination de l'âge dans le MO de la morue charbonnière a produit des estimations du recrutement qui étaient clairement plus réalistes que celles qui ont été estimées par Cox et Kronlund (2009). Même si nous avons utilisé une fonction d'erreur dans la détermination de l'âge paramétrée à partir d'un laboratoire américain de détermination de l'âge, les résultats étaient remarquablement cohérents avec les épisodes de recrutement raisonnablement bien connus qui se sont produits en Colombie-Britannique dans les années 1970, en 2000 et en 2008. Les estimations améliorées du recrutement n'ont eu que des effets marginaux sur les principaux paramètres de la dynamique de la population; cependant, l'effet le plus bénéfique est une meilleure représentation du recrutement dans les simulations de stratégies de récolte.
 3. En évaluant si la sélectivité des pêches invariable et variable dans le temps, évaluée à partir du programme de marquage de la morue charbonnière, a amélioré l'ajustement du modèle aux données de la composition selon l'âge et, en particulier, l'ajustement du modèle aux remises à l'eau dans la pêche au chalut. On a utilisé les estimations des paramètres de sélectivité fondés sur le marquage comme valeurs a priori pour les pêches, en particulier la pêche à la palangre et la pêche au chalut pour lesquelles on ne dispose pas de données sur la composition selon l'âge. Les modèles à sélectivité constante, limités par les valeurs a priori tirées des estimations de marquage, se sont avérés produire des résultats raisonnablement bons, en particulier pour l'ajustement des remises à l'eau.

Un certain nombre de petits changements ont été apportés au MO en 2019 (MPO 2020) afin d'améliorer l'ajustement à diverses sources de données, y compris de nouveaux ensembles de données sur les prises selon l'âge et les prises selon la longueur de la pêche au chalut. Ceux-ci étaient nécessaires pour aider à estimer la sélectivité du chalut, qui est le principal déterminant des prises de morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire dans le chalut. Les révisions de 2019 comprenaient les suivantes :

4. Remplacer la forme fonctionnelle de la sélectivité du chalut par une fonction de densité de probabilité de distribution gamma.
5. Réduire la classe d'âge la plus jeune observée de l'âge 3 à l'âge 2 pour toutes les séries de composition selon l'âge afin de mieux refléter l'éventail des observations de composition selon l'âge.
6. Ajouter de nouvelles données sur la composition selon l'âge des chaluts commerciaux, tirées des données sur la composition selon la longueur des chaluts au moyen d'une clé longueur-âge.
7. Ajouter un écart de recrutement estimé en 2015, plutôt que d'utiliser le recrutement prévu à partir de la courbe stock-recrutement, afin d'améliorer les ajustements aux observations récentes et très élevées de remises à l'eau de la pêche au chalut. Autrement, le MO simulerait les effets des remises à l'eau à partir d'un modèle qui ne s'ajuste pas adéquatement aux remises à l'eau historiques.
8. Mettre à jour la matrice de l'erreur de détermination de l'âge pour utiliser une approximation normale plus simple recommandée dans l'examen précédent du SCAS (Cox *et al.* 2019).
9. Imposer un écart type de $\tau = 0,15$ (à l'échelle logarithmique) sur les erreurs d'observation des remises à l'eau de la pêche au chalut pour forcer un meilleur ajustement à ces données.

-
10. Ajouter des points de données des CPUE de la pêche au piège de 1979 à 1987, et de la capturabilité variable dans le temps pour les CPUE de la pêche au piège et les données du relevé normalisé afin de tenir compte de la variation apparente dans ces séries.

Des changements graduels ont également été apportés au MO révisé pour cette mise à jour :

11. Passer de l'ajustement du MO aux compositions selon l'âge de la pêche au chalut calculées à partir d'une clé longueur-âge à l'ajustement direct des compositions selon la longueur de la pêche au chalut, réduisant ainsi les biais de sélection de la conversion de l'âge à la longueur.
12. Réduire à un écart type de $\tau_{rel} = 0,1$ (à l'échelle logarithmique) les erreurs d'observation des remises à l'eau de la pêche au chalut pour forcer un meilleur ajustement à ces données (avec des modèles de rechange mis à l'essai dans l'ensemble de référence des modèles opérationnels).
13. Assouplir l'écart type des erreurs d'observation des débarquements des chalutiers à $\tau_{cat} = 0,1$ (à l'échelle logarithmique) pour permettre un meilleur ajustement aux remises à l'eau sans créer de fortes augmentations de la biomasse à l'équilibre et des taux d'exploitation optimaux.

Tableau A.2. Résumé des cibles de gestion de la morue charbonnière et des TAC résultant de l'application des procédures de gestion (PG) de la morue charbonnière depuis 2011. Les quantités indiquées comprennent le taux d'exploitation maximal permis par la PG de cette année-là (maxHR), le taux d'exploitation cible calculé pour une année en fonction de l'« estimation de la PG » de l'état du stock (mpHR), le TAC prescrit par la PG (mpTAC), et le TAC final adopté pour la gestion (finalTAC). Il convient de noter que le taux d'exploitation est une fonction de la biomasse estimée par le modèle de production excédentaire dans la PG, et non de la biomasse estimée par le MO. L'augmentation de la limite de prises n'est recommandée par la PG que si la limite dépasse d'au moins 200 tonnes le TAC de l'année précédente; les diminutions de la limite de prises sont toujours recommandées. Le Comité consultatif de la pêche de la morue charbonnière (CCPMC) est un organe consultatif du MPO.

Année de pêche	TEmax	TEpg	TACpg	TACfinal	Notes
2011-12	10,5	10,5	2254	2300	MO et PG révisée (Cox et al. 2011)
2012-13	10,3	10,3	2293	2293	-
2013-14	9,5	9,1	1992	1992	PG révisée (MPO 2014)
2014-15	9,5	9,5	2192	2192	-
2015-16	8,6	7,5	1992	1992	-
2016-17	8,2	6,1	1992	1992	MO révisé (MPO 2016, Cox et al. 2023)
2017-18	9,5	8,6	2276	2276	PG révisée (MPO 2017, Cox et al. 2019). Taux d'exploitation cible maximal fondé sur le calibrage en simulation à compter de 2017-2018.
2018-19	8,7	8,7	2720	2526	Le CCPMC a recommandé un TAC fixé en deçà de la limite de prises de la PG (TACpg) pour améliorer les efforts de rétablissement et donner le temps au recrutement récent de faire croître la biomasse.
2019-20	7,9	7,9	2955	2526	Le CCPMC a recommandé un taux d'exploitation cible de 7,1 % au lieu du TEpg de 7,9 % afin de réduire la pression de pêche sur la jeune morue charbonnière et de favoriser la croissance continue de la biomasse. Le modèle opérationnel a fait l'objet de mises à jour mineures (MPO 2020).
2020-21	7,1	7,1	3057	3057	-
2021-22	6,3	6,3	2887	2887	-
2022-23	5,5	5,5	2623	2623	MO révisé (le présent document)

A.2. DONNÉES SUR LES PRISES

Les prises par année civile sont tirées de plusieurs bases de données du MPO sur le poisson de fond. Ces bases de données, ainsi que les années auxquelles elles s'appliquent, sont décrites ici :

1. **GFCatch** Ancienne base de données qui comprend les journaux de bord quotidiens des pêcheurs commerciaux, les registres de débarquement tirés des bordereaux de vente ou des dossiers de validation, les entrevues avec les capitaines de navire et les observations à quai pour tous les engins de 1965 à 1995 (Rutherford 1999). GFCatch comprend les journaux de bord des chalutiers de 1954 à 1995, les journaux de bord des pêcheurs au piège de 1979 à 1995, et les journaux de bord des pêcheurs à la palangre de 1979 à 1986.
2. **PacHarv3** Ancienne base de données contenant les registres des débarquements tirés des bordereaux de vente commerciaux de 1987 à 1994 pour la palangre et de 1982 à 2002 pour les « autres » engins.
3. **PacHarvSable** Ancienne base de données sur les prises de morue charbonnière qui comprend les journaux de bord des pêcheurs aux pièges et à la palangre de 1990 à mars 2006, ainsi que les registres des débarquements validés à quai de 1995 à 2002. PacHarvSable inclut également la pêche par les pays étrangers pour tous les types d'engins de 1965 à 1980, synthétisée en partie à partir de bases de données antérieures et de fichiers de données historiques.
4. **PacHarvHL** Ancienne base de données sur les prises aux lignes qui contient :
 - a. les journaux de bord des pêcheurs pour les catégories de permis de pêche commerciale ZN et de l'annexe II pour la période de 1996 à mars 2006;
 - b. certains registres des observateurs en mer et des débarquements à quai validés pour le flétan du Pacifique de 1991 à 2002.
5. **PacHarvest** Ancienne base de données régionale qui contient les registres des observateurs de la pêche commerciale au chalut, certains registres des pêcheurs et les registres des débarquements validés à quai de 1996 au 31 mars 2007.
6. **GFFOS** Base de données autonome sur le poisson de fond tirée de la base de données des systèmes d'exploitation des pêches (SEP) de la région du Pacifique et qui comprend :
 - a. les registres des observateurs et des pêcheurs de la pêche au chalut du poisson de fond du 1^{er} avril 2007 à aujourd'hui;
 - b. les registres des pêcheurs commerciaux du 1^{er} avril 2006 à aujourd'hui pour le flétan du Pacifique, la morue charbonnière, la combinaison flétan du Pacifique et morue charbonnière, l'aiguillat commun du Pacifique Nord, la morue-lingue, le sébaste des eaux intérieures et extérieures;
 - c. les registres des débarquements validés à quai de 2003 à aujourd'hui pour la catégorie de permis de morue charbonnière et la pêche combinée de la morue charbonnière et du flétan du Pacifique;
 - d. les débarquements à quai validés de 2006 à aujourd'hui pour le flétan du Pacifique;
 - e. les débarquements validés à quai du 1^{er} avril 2006 à aujourd'hui pour l'aiguillat commun du Pacifique Nord, la morue-lingue et le sébaste des eaux intérieures et extérieures.

A.2.1. Prises conservées

Les registres des prises conservées de morue charbonnière en Colombie-Britannique ont commencé en 1913; cependant, les données sur les prises entre 1913 et 1964 n'ont pas été utilisées pour ajuster les modèles opérationnels puisque les prises avant le milieu des années 1960 étaient relativement modestes (à quelques exceptions près dans les premières années; figure A - 1) et la pêche de la morue charbonnière au piège n'était pas encore développée. De plus, il n'y a pas de données d'indexation de l'abondance ou de données sur la composition selon l'âge pour appuyer la série des prises au cours de ces premières années. Entre 1913 et 1920, les prises ont été relativement élevées lors de certaines années, atteignant un sommet de 5 956 tonnes en 1917 avant de diminuer pour le reste de la série chronologique antérieure à 1965. Entre 1920 et 1964, les prises ont été plus faibles, variant entre 209 tonnes (1956) et 1 895 tonnes (1949).

Les données sur les prises conservées par les engins de pêche utilisées pour ajuster les modèles opérationnels ont commencé en 1965 et sont présentées dans le tableau A - 2, tandis que les séries chronologiques des prises parengin et par flotte de pêche sont présentées à la figure A - 2 (panneau du haut). Les prises ont augmenté considérablement à la fin des années 1960 avec l'arrivée de flottes étrangères de pêche à la palangre en provenance du Japon, des États-Unis, de l'URSS et de la République de Corée (McFarlane et Beamish 1983; tableau A - 2, figure A - 2). Les débarquements annuels les plus importants de morue charbonnière ont eu lieu au cours de cette période, avec un pic de 7 408 tonnes en 1975. Le Canada a établi sa zone d'exclusion économique en 1977, date à laquelle la pêche étrangère a été réduite. Certaines activités de pêche étrangères ont été autorisées entre 1977 et 1980; cependant, en 1981, seuls des navires canadiens étaient exploités. Depuis 1981, les prises retenues ont varié de 5 399 tonnes (1988) à 1 711 tonnes (2014), avec une moyenne de 3 601 tonnes au cours de cette période. Les débarquements sont passés de 4 620 tonnes en 2005 à 1 711 tonnes en 2014 suivant la réduction du TAC et la diminution des estimations de la biomasse des stocks. Les prises ont encore augmenté au cours des dernières années, atteignant 3 224 tonnes en 2021.

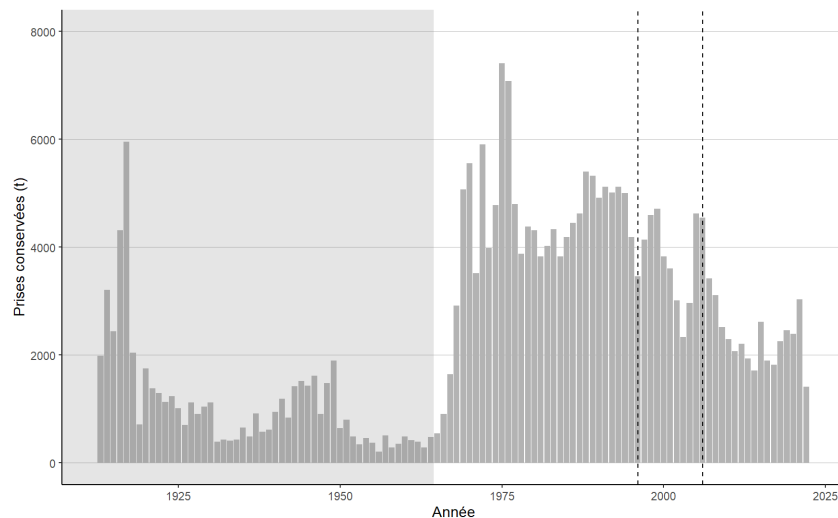


Figure A.1. Prises annuelles conservées (t) de morue charbonnière de 1913 à 2021 à partir de sources commerciales (barres grises). L'ombrage gris avant 1965 indique que les valeurs des prises n'ont pas été utilisées pour ajuster les modèles opérationnels, tandis que les lignes verticales en pointillés délimitent les changements dans la déclaration des données, y compris le début de la période d'observation en mer des chaluts en 1996 et le début de la vérification des prises pour tous les secteurs du poisson de fond en 2006.

Tableau A.3. Prises de morue charbonnière conservées (t) par année civile et type d'engin. Il convient de noter que, lors de l'ajustement des modèles opérationnels aux données sur les prises pour la mise à jour actuelle, les prises de pêche au chalut conservées de 2017 à 2021 ont été réduites à 85,2 tonnes, 84,6 tonnes, 58,2 tonnes, 68 tonnes et 170,7 tonnes, respectivement, afin de retirer les débarquements connus de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire de la série de prises conservées. Les débarquements de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire de ces années ont été comptés comme des « poissons remis à l'eau » lors de l'ajustement des modèles opérationnels.

Année	Étape	Piège	Palangre	Chalut	Relevé normalisé	Relevé aléatoire stratifié
1965	1	0	193	354	0	0
1966	2	0	500	407	0	0
1967	3	0	1 442	204	0	0
1968	4	0	2 682	232	0	0
1969	5	0	4 882	191	0	0
1970	6	0	5 284	270	0	0
1971	7	0	3 173	350	0	0
1972	8	0	4 636	1 270	0	0
1973	9	746	3 070	171	0	0
1974	10	327	4 036	414	0	0
1975	11	469	6 117	821	0	0
1976	12	303	5 918	855	0	0
1977	13	215	3 224	1 358	0	0
1978	14	635	2 160	1 078	0	0
1979	15	1 480	1 389	1 512	0	0
1980	16	3 211	448	652	0	0
1981	17	3 275	326	229	0	0
1982	18	3 438	344	246	0	0
1983	19	3 610	451	274	0	0
1984	20	3 275	365	187	0	0
1985	21	3 501	458	233	0	0
1986	22	3 277	619	552	0	0
1987	23	2 954	1 269	407	0	0
1988	24	3 488	1 274	637	0	0
1989	25	3 772	929	623	0	0
1990	26	3 072	1 372	461	10	0
1991	27	3 494	1 179	439	6	0
1992	28	3 710	849	449	10	0
1993	29	4 142	424	543	8	0
1994	30	4 051	468	483	7	0
1995	31	3 282	474	427	5	0
1996	32	2 984	278	191	5	0
1997	33	3 554	430	156	4	0
1998	34	3 772	444	376	6	0
1999	35	3 677	628	403	5	0

Année	Étape	Piège	Palangre	Chalut	Relevé normalisé	Relevé aléatoire stratifié
2000	36	2 745	752	326	7	0
2001	37	2 743	564	300	3	0
2002	38	2 162	564	267	16	0
2003	39	1 419	640	228	20	22
2004	40	2 128	467	345	16	9
2005	41	3 175	1 146	277	14	8
2006	42	2 774	1 307	442	12	11
2007	43	2 140	972	289	9	10
2008	44	1 487	1 246	353	10	12
2009	45	1 174	1 107	223	6	12
2010	46	976	1 096	209	7	11
2011	47	804	1 082	176	0	11
2012	48	892	1 150	155	0	11
2013	49	841	877	184	0	32
2014	50	571	985	132	0	23
2015	51	1 111	1 329	133	0	41
2016	52	711	1 054	109	0	29
2017	53	690	973	105	0	51
2018	54	877	1 156	170	0	51
2019	55	1 260	1 046	112	0	44
2020	56	1 339	912	103	0	33
2021	57	1 773	1 038	192	0	29

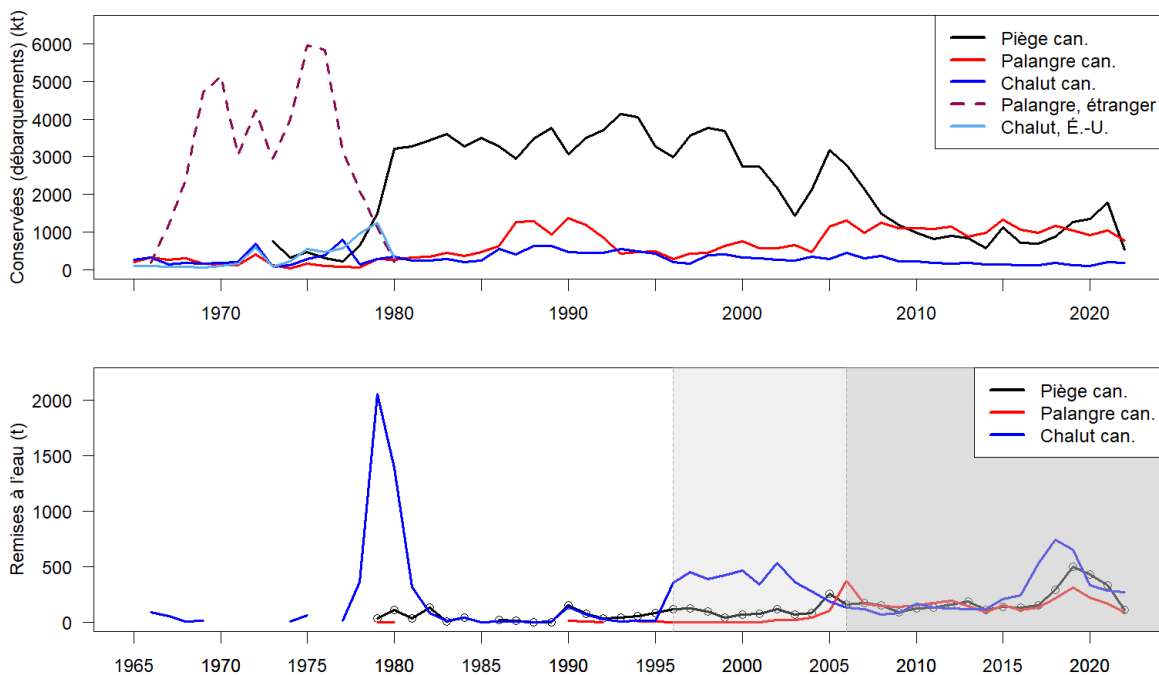


Figure A.2. Panneau supérieur : prises commerciales annuelles conservées (t) de morue charbonnière dans les pêches canadiennes (can.) et étrangères de 1965 à 2021. Panneau inférieur : prises remises à l'eau pour la pêche canadienne au piège, à la palangre et au chalut. Les lignes pointillées verticales indiquent le début de la présence en tout temps des observateurs en mer en 1996 pour le secteur de la pêche au chalut et le début de la surveillance en mer en tout temps pour tous les secteurs en 2006.

A.2.1.1. Présence de morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire dans les prises au chalut

Bien que les prises conservées de la pêche au chalut indiquées au tableau A - 2 soient composées principalement de poissons de taille réglementaire, on sait également que des poissons de taille inférieure à la taille réglementaire sont présents dans ces totaux. Les estimations de l'ampleur des prises conservées de taille inférieure à la taille réglementaire ne sont disponibles qu'à compter de 2017. Avant cette date, les débarquements de taille inférieure à la taille réglementaire et de taille réglementaire étaient regroupés. Le personnel de vérification à qui travaillant pour *Archipelago Marine Research* a commencé à enregistrer la morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire en tant que telle au lieu d'indiquer « quota » en février 2017. Dans la base de données du SEP, la morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire débarquée est maintenant enregistrée dans la catégorie Acheteur : « Abats comestibles » et la catégorie des prises : « Autres ». Cette modification de la déclaration est attribuable à l'augmentation des observations de morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire dans les prises débarquées en 2017 en raison du recrutement élevé récent. Un recrutement élevé au cours de cette période a entraîné une augmentation des rencontres de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire dans toutes les pêches. Depuis 2017, la conservation de morues charbonnières de taille inférieure à la taille réglementaire est la plus élevée dans la pêche au chalut de la merluche, pour laquelle le tri en mer est difficile en raison de la difficulté à détecter la petite morue charbonnière dans les grands traits de chalut de merluche. Bien que la morue charbonnière de taille inférieure à la

taille réglementaire soit également conservée à l'occasion de la pêche au chalut de fond, entre 68 % et 92 % de la morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire conservée provenaient de la pêche au chalut pélagique entre 2017 et 2021. Le tableau A - 4 présente la répartition des prises au chalut conservées entre les poissons de taille réglementaire et les poissons de taille inférieure à la taille réglementaire de 2017 à 2021. Lors de l'ajustement des modèles opérationnels aux données dans la présente évaluation, les débarquements de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire indiqués au tableau A - 4 ont été traités comme des remises à l'eau des poissons de taille inférieure à la taille réglementaire, comme décrit dans les légendes des tableaux A - 4 et A - 5.

Tableau A.4. Répartition des prises de pêche au chalut (en tonnes) entre les catégories de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire.

Année	Réglementaire – chalut	Non réglementaire – chalut	Total – chalut
2017	85	20	105
2018	85	85	170
2019	58	54	112
2020	69	35	103
2021	171	21	192

A.2.2. Prises remises à l'eau

A.2.2.1. Remises à l'eau de la pêche au chalut

Les estimations du poids des remises à l'eau par le secteur de la pêche au chalut entre 1996 à 2019 ont été tirées directement des journaux de bord des observateurs en mer. La fin du programme des observateurs en mer en mars 2020 en raison du début de la pandémie de COVID-19 a fait en sorte que la déclaration du poids des prises remises à l'eau a été faite par les capitaines pour le reste de 2020 et 2021. Entre mars et novembre 2020, les données sur les remises à l'eau ne sont disponibles qu'à partir des journaux de bord des pêcheurs. Le système de saisie des données dans le journal de bord n'a pas permis aux pêcheurs de séparer les remises à l'eau des poissons de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire, de sorte qu'il est impossible de distinguer les données de remises à l'eau entre les deux sous-catégories pour cette période. À compter de novembre 2020, les pêcheurs devaient remplir le formulaire « Journal de bord de l'observateur », dans lequel les remises à l'eau des poissons de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire sont séparées. Par conséquent, à partir de novembre 2020, il est possible de les distinguer de nouveau.

Les estimations des remises à l'eau de morue charbonnière dans la pêche au chalut de 1996 à 2021 variaient d'environ 70 tonnes (2008) à environ 745 tonnes (2018; tableau A - 5). La plupart des remises à l'eau sont classées dans la catégorie de morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire, et aucune morue charbonnière exposée à la prédation par les amphipodes n'est déclarée dans la pêche au chalut. Les remises à l'eau de la morue charbonnière de la pêche au chalut dépassent souvent les prises conservées de cette pêche, notamment de 1996 à 2003 et, plus récemment, de 2015 à 2021. Étant donné que la catégorie de permis de pêche au chalut reçoit 8,75 % du TAC de morue charbonnière, la diminution générale des prises conservées et remises à l'eau entre 2006 et 2014 peut être attribuée en partie aux réductions du TAC. De plus, les sources de l'industrie de la pêche au chalut citent les modifications apportées aux engins et l'amélioration de la communication entre les capitaines des bateaux de pêche comme des facteurs possibles de la réduction de l'interception et de la remise à l'eau subséquente de la morue charbonnière ces dernières années (c.-à-d.

comportement d'évitement). On a établi un lien entre les remises à l'eau élevées déclarées depuis 2015 et le fort recrutement récent de nouvelles classes d'âge de morue charbonnière dans la pêche. Les remises à l'eau ont atteint un sommet chronologique de 754 tonnes en 2018, et depuis, elles ont diminué à 94 tonnes en 2021.

A.2.2.2. Remises à l'eau de la pêche au piège et à la palangre

Les estimations des prises remises à l'eau de la pêche au piège et à la palangre ont été tirées des données des journaux de bord des pêcheurs archivées dans la base de données du Système d'exploitation des pêches (SEP), maintenue par la région du Pacifique de Pêches et Océans Canada, et dans le système GFFOS, maintenu par la Section du poisson de fond de la Station biologique du Pacifique. Les remises à l'eau dans les pêches autres que la pêche au chalut sont généralement déclarées dans les journaux de bord en nombres plutôt qu'en poids estimé. Pour la présente analyse, les nombres de remises à l'eau ont été convertis en poids à l'aide d'un poids brut moyen de 1,5 kg pour la morue charbonnière de taille inférieure à la taille réglementaire et de 3,0 kg pour la morue charbonnière de taille réglementaire. Ces valeurs ont été calculées à partir des poids bruts individuels des poissons obtenus lors des relevés au piège de la morue charbonnière de 1990 à 2009.

Les données sur les remises à l'eau indépendantes de la pêche ne sont pas disponibles pour les catégories de permis de pêche commerciale du poisson de fond autres que le chalut jusqu'en 2006 (tableau A - 5). Bien que les catégories de permis autres que le chalut se soient jointes au programme de surveillance électronique en mer à différentes dates entre le 2 mars 2006 et le 31 mars 2007, les données sur les remises à l'eau déclarées sont considérées comme des estimations fiables à partir de l'année civile 2006. Les catégories de permis pour le flétan du Pacifique et la morue charbonnière, qui constituent la majeure partie des prises de morue charbonnière à la palangre, ont été ajoutées le 2 mars 2006 et le 1^{er} août 2006, respectivement.

A.3. REPARTITION DES PRISES

A.3.1. Répartition spatiale

La répartition des prises de morue charbonnière de la pêche à la palangre, au piège et au chalut est illustrée à la figure A - 3 par tranches de cinq ans. La morue charbonnière est capturée le long de toute la côte de la Colombie-Britannique, et la plus forte proportion de prises provient généralement de la côte nord-ouest de Haida Gwaii et de dépressions et canyons profonds le long du détroit de la Reine-Charlotte et de la côte ouest de l'île de Vancouver. La pêche commerciale au piège évite généralement de pêcher dans le détroit d'Hécate et a volontairement cessé la pêche dans les bras de mer continentaux en 1994 pour protéger les zones habitées par les morues charbonnières juvéniles. Par conséquent, les prises pour cette pêche sont plus limitées que celles des pêches à la palangre et au chalut qui se déroulent dans le détroit d'Hécate et le détroit de la Reine-Charlotte. La flotte de pêche à la palangre pêche également la morue charbonnière dans certains bras de mer continentaux. Cette flotte est largement dominée par la pêche dirigée du flétan du Pacifique, la pêche combinée du flétan du Pacifique et de la morue charbonnière et, dans une moindre mesure, la pêche du sébaste (*Sebastes* sp.) au titre d'un permis pour le sébaste des eaux extérieures, ainsi que de la morue-lingue et de l'aiguillat commun du Pacifique Nord au titre d'un permis délivré en vertu de l'annexe II.

Tableau A.5. Prises de morue charbonnière remises à l'eau (t) par année civile, regroupées par type d'engin. Il convient de noter que, lors de l'ajustement des modèles opérationnels aux données sur les prises pour la mise à jour actuelle, les prises de pêche au chalut remises à l'eau de 2017 à 2021 ont été augmentées à 544,6 tonnes, 830,6 tonnes, 708,4 tonnes, 365,4 tonnes et 307,3 tonnes, respectivement, pour qu'elles puissent inclure les débarquements connus de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire. Les débarquements de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire de ces années ont été retirés de la série des prises conservées (voir le tableau B - 2 ci-dessus).

Année	Étape	Piège	Palangre	Chalut
1996	32	–	–	353,4
1997	33	–	–	452,9
1998	34	–	–	387,5
1999	35	–	–	422,7
2000	36	–	–	468,1
2001	37	–	–	341,8
2002	38	–	–	531,5
2003	39	–	–	362,2
2004	40	–	–	278,2
2005	41	–	–	189,2
2006	42	–	–	131,8
2007	43	173,8	164,3	121,1
2008	44	152,7	144,1	69,9
2009	45	87	135,7	81,6
2010	46	125,4	154,5	168,2
2011	47	130,7	176,3	132,3
2012	48	161,3	195	126,7
2013	49	186,4	147,3	119,2
2014	50	108	91,8	119,6
2015	51	137,5	146,9	205,7
2016	52	129,7	105,7	245
2017	53	154,2	131,8	524,9
2018	54	290,7	213,9	745,3
2019	55	497	306,1	654,4
2020	56	427,7	211,7	330,8
2021	57	329,5	167,3	286,1

A.3.2. Répartition de la profondeur

L'effort de pêche commerciale pour les trois types d'engins de pêche qui capturent la morue charbonnière diffère de façon marquée dans la répartition de la profondeur (figure A - 4). Les palangres et les chaluts ont tendance à capturer la plupart des morues charbonnières à des profondeurs inférieures aux pièges. Bien que la morue charbonnière soit présente à de très faibles profondeurs pour la pêche à la palangre et au chalut (< 100 m), elle est plus fréquemment rencontrée par ces engins lors de calées plus profondes. En revanche, la morue charbonnière est capturée lors de presque toutes les calées de la pêche au piège.

La répartition hebdomadaire en profondeur des calées qui ont permis de capturer des morues charbonnières est illustrée à la figure A - 5 pour les pièges, la palangre et le chalut de fond. Dans le cas de la palangre, la répartition des profondeurs de pêche revient plus près de la surface de la mi-mars à la mi-novembre, ce qui coïncide avec l'ouverture de la pêche du flétan du Pacifique. Les profondeurs moyennes les plus faibles se trouvent en juillet et en août, ce qui coïncide avec le déplacement du flétan du Pacifique vers des eaux moins profondes pendant les mois d'été (Loher 2011). La pêche à la palangre plus en profondeur de décembre à février vise probablement la morue charbonnière et le flétan du Pacifique qui se déplacent vers des eaux plus profondes. La pêche à la palangre change la répartition en profondeur à mesure que la morue charbonnière devient disponible plus près de la surface sur le plateau continental en été et à l'automne, mais la pêche demeure répartie entre 400 et 700 m de profondeur tout au long de l'année. La pêche au chalut de fond se déroule dans les eaux les moins profondes de juin à octobre et est répartie à des profondeurs plus grandes de décembre à avril.

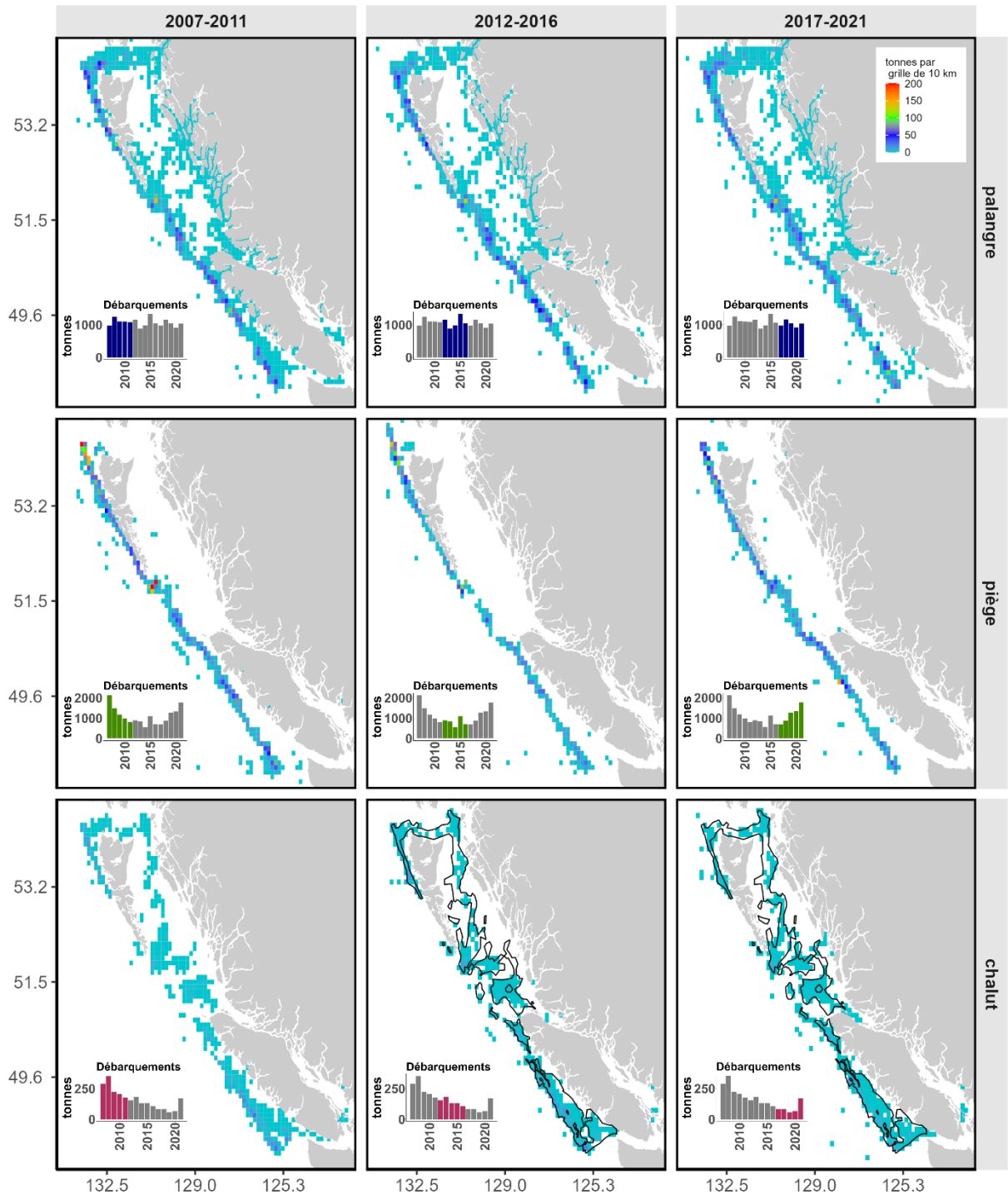


Figure A.3. Les prises débarquées (t) de morue charbonnière ont été résumées sur une grille de 10 km carrés sur trois périodes récentes (2007 à 2011, 2012 à 2016, 2017 à 2021) et trois types d'engins de pêche : palangre (« palangre »; panneaux supérieurs), pièges (« pièges »; panneaux centraux) et le chalut (« chalut »; panneaux inférieurs). Les histogrammes indiquent le total des débarquements par année. Les lignes de contour noires sur les cartes de la pêche au chalut montrent l'empreinte de la pêche, à l'intérieur de laquelle l'industrie du chalut de fond a volontairement accepté de restreindre sa pêche à partir de 2012.

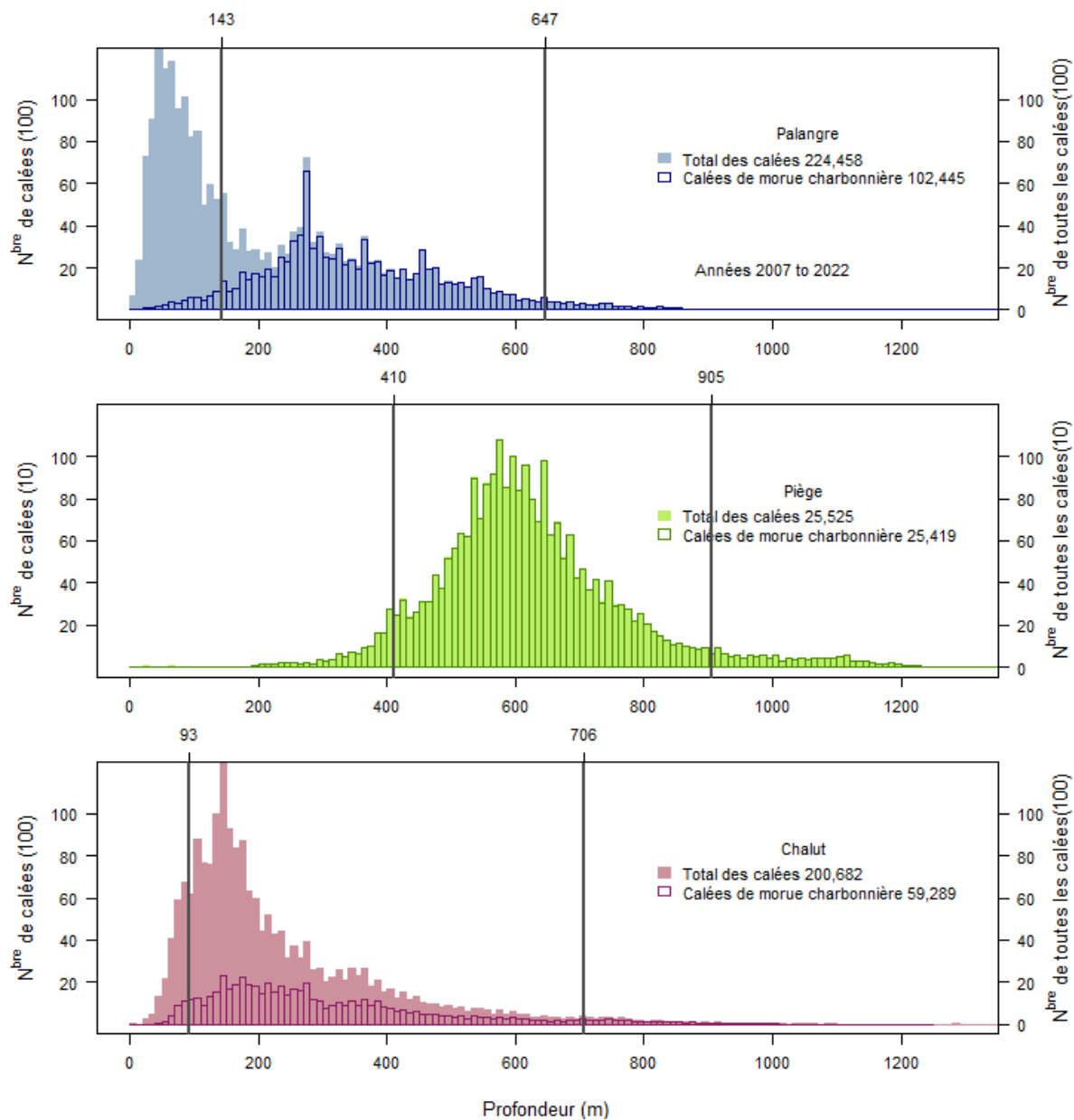
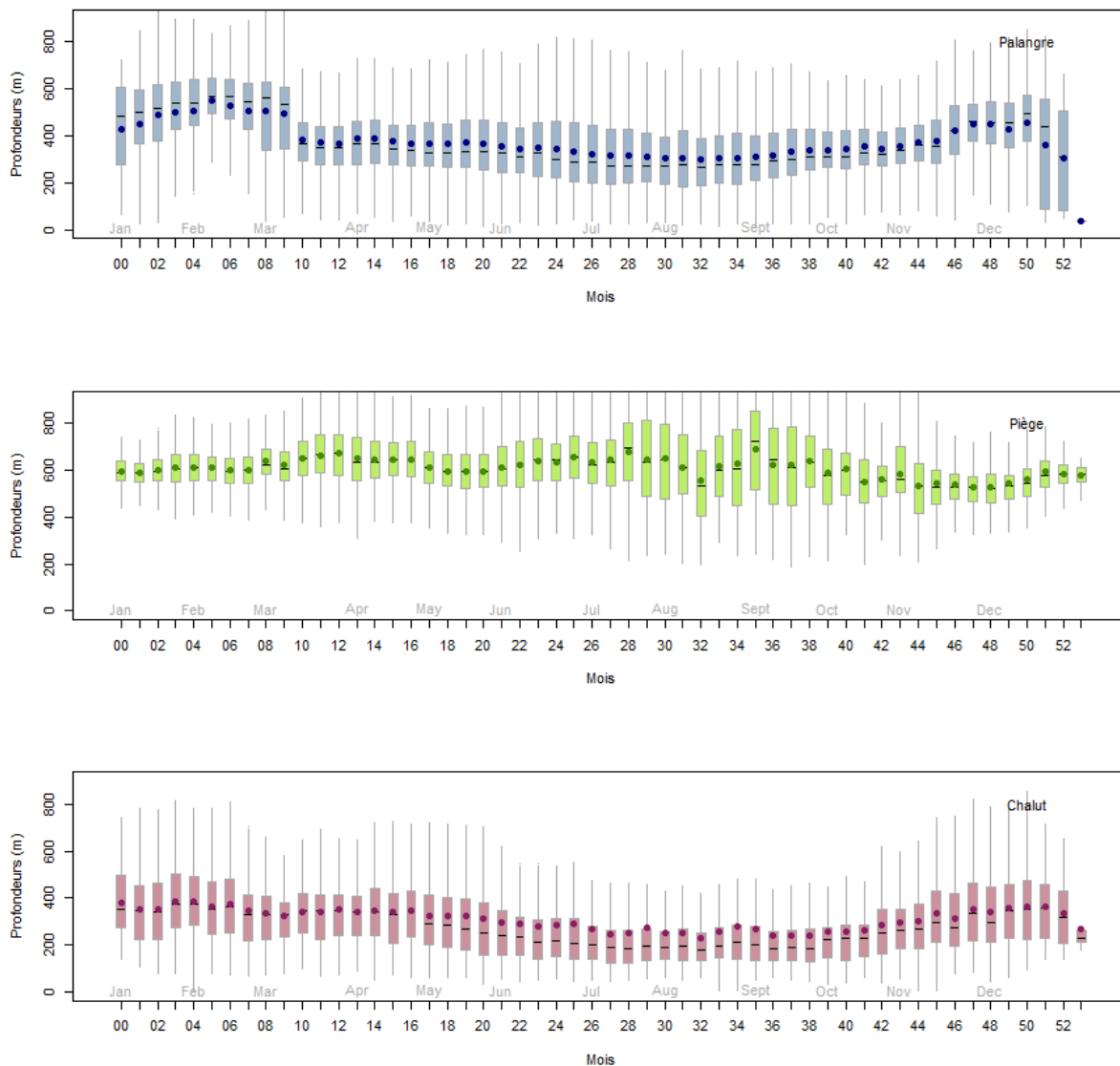


Figure A.4. Répartition en profondeur de toutes les calées (barres pleines) et des calées qui ont capturé des morues charbonnières (barres ombrées) pour la palangre commerciale (panneau supérieur), le piège (panneau central) et le chalut (panneau inférieur). Les données sont résumées pour les pêches commerciales en Colombie-Britannique entre 2006 et octobre 2021. Les lignes verticales correspondent aux 5^e et 95^e centiles de la répartition en profondeur des prises de morue charbonnière. Le nombre total de calées et le nombre de calées qui ont capturé des morues charbonnières sont indiqués dans chaque panneau.



Semaines de 2007 à 2022

Figure A.5. Répartition en profondeur des prises de morue charbonnière, par semaine de l'année civile de 2006 à 2021, à l'échelle de la côte pour la palangre (panneau supérieur), le piège (panneau central) et le chalut de fond (panneau inférieur). Les diagrammes en boîtes indiquent les quantiles 0, 10, 0,25, 0,50, 0,75 et 0,90 en utilisant la moustache inférieure, la limite inférieure de la boîte, la médiane, la limite supérieure de la boîte et la moustache supérieure, respectivement.

APPENDIX B. INDICES DU STOCK

Les données sur les captures et l'effort dépendantes de la pêche, ainsi que les données de deux relevés indépendants de la pêche, ont servi à calculer trois séries d'indices de l'abondance relative pour la morue charbonnière dans les eaux de la Colombie-Britannique.

Les indices annuels des captures par unité d'effort ont été tirés :

1. des prises et de l'effort de la pêche au piège commerciale de la morue charbonnière (1979 à 2009)
2. du relevé normalisé (RN) au piège (1990 à 2009);
3. du relevé aléatoire stratifié (RAS) par échantillonnage (2003 à 2021).

Les trois séries d'indices reposaient sur l'utilisation de pièges. Les captures par unité d'effort (CPUE) sont calculées en kg/piège pour chaque calée. Les trois indices ont servi à ajuster les scénarios du modèle opérationnel (MO) pour la mise à jour actuelle. Cox et ses collaborateurs (2023) ont tenu compte d'un éventail de scénarios de modèles opérationnels en 2016 qui différaient dans les ensembles de données utilisés pour ajuster le modèle. Ces scénarios ont éliminé ou sous-pondéré les données, de manière séquentielle, jusqu'à ce qu'il ne reste que le relevé aléatoire stratifié (RAS). Par exemple, l'un des scénarios examine les conséquences de l'utilisation des CPUE de la pêche comme indice de la biomasse n'excluant que celui-ci (c.-à-d. que les indices du relevé normalisé et du relevé aléatoire stratifié ont été conservés), tandis qu'un autre scénario a supprimé les indices des CPUE de la pêche et du relevé normalisé. Ils ont constaté que tous les scénarios de données ont produit des profils qualitativement semblables de la biomasse reproductrice et de l'épuisement au fil du temps, avec des changements relativement faibles de l'estimation de la biomasse reproductrice et des taux d'exploitation en 2016. Par conséquent, ils ont choisi de conserver les trois indices dans les scénarios de modèles opérationnels utilisés pour mettre à l'essai les procédures de gestion (Cox *et al.* 2016; MPO 2020). Nous conservons cette approche pour la mise à jour actuelle du MO et utilisons les trois indices qui ont déjà été utilisés.

Dans la présente annexe, nous donnons un aperçu des méthodes et des séries chronologiques résultantes pour chaque indice d'abondance. Veuillez toutefois noter que seul le relevé aléatoire stratifié a été mis à jour depuis la dernière mise à jour du MO (MPO 2020). Nous incluons également un aperçu d'autres sources de données qui ont déjà été évaluées pour déterminer leur pertinence pour l'indice d'abondance de la morue charbonnière et qui ont été jugées inadéquates.

B.1. INDICE DE LA PECHE COMMERCIALE AU PIEGE DE LA MORUE CHARBONNIERE

Les données calée par calée des journaux de bord de la pêche au piège ne sont pas disponibles avant 1990. Au cours de cette période, un seul enregistrement de pêche peut représenter plusieurs calées. Comme pour le précédent MO, les CPUE pour la pêche de la morue charbonnière au piège de 1979 à 2009 ont été calculées comme la somme des prises annuelles au piège conservées, divisée par la somme de l'effort de pêche au piège, avec les filtres suivants :

1. L'engin est limité au piège;
2. Les enregistrements avec des dates manquantes ou hors de la fourchette ont été exclus;
3. Les calées déclarées comme étant effectuées sur les monts sous-marins ou dans des bras de mer sont exclues, c'est-à-dire que seuls les enregistrements « au large » ont été inclus;

-
4. Les calées de recherche ou expérimentales sont exclues;
 5. On a exclu des calculs les enregistrements ayant des valeurs de prises nulles dans les données du journal de bord plutôt que d'attribuer des zéros à ces enregistrements, mais il y a peu de différence dans les estimations annuelles des CPUE si les valeurs nulles sont traitées comme des zéros;
 6. Seuls les enregistrements avec un effort déclaré valide sont inclus, car les entrées nulles ne peuvent pas être distinguées des zéros;
 7. À partir de 2006, les poids conservés par calée consignés dans les journaux de bord ont été ajustés pour tenir compte du fait que les capitaines des bateaux saisissent le poids du produit plutôt que le poids brut exigé par le programme des journaux de bord, ce qui a eu lieu fréquemment après la modification des journaux de bord en 2006 dans le cadre du Programme d'intégration de la pêche commerciale du poisson de fond. L'ajustement a été calculé comme le rapport entre le poids au débarquement (converti en poids brut) selon le programme de vérification à quai et le poids total inscrit dans le journal de bord pour chaque voyage.

La série des CPUE a pris fin en 2009, car le nombre de voyages effectués par les navires de pêche au piège a diminué et afin de réduire le recours aux données dépendantes de la pêche pour l'indexation de l'abondance. Les CPUE nominales de la pêche au piège ont fluctué d'environ 15 kg par piège jusqu'à la fin des années 1980, lorsque des sommets historiques d'environ 20 kg à 25 kg par piège ont été enregistrés (figure B - 1). Par la suite, les taux de prise ont diminué jusqu'en 2001, mais ont augmenté considérablement en 2003. L'observation de 2003 peut être attribuée aux effets i) du recrutement de la classe d'âge de 2000 dans la pêche au piège et ii) de l'absence d'activité au piège de mars à septembre 2003, ce qui signifie que les prises ont été capturées pendant les mois d'hiver lorsque les CPUE de la pêche au piège sont généralement plus élevées que la moyenne. La restriction de l'activité au piège en 2003 résultait de la faible disponibilité des quotas à la suite d'une réduction du TAC en cours de saison pendant l'année de pêche 2001-2002. Cette réduction s'explique par la valeur historiquement faible de l'indice normalisé observé en 2001. Les taux de prise nominaux sont passés de près de 20 kg par piège en 2003 à environ 10 kg en 2009.

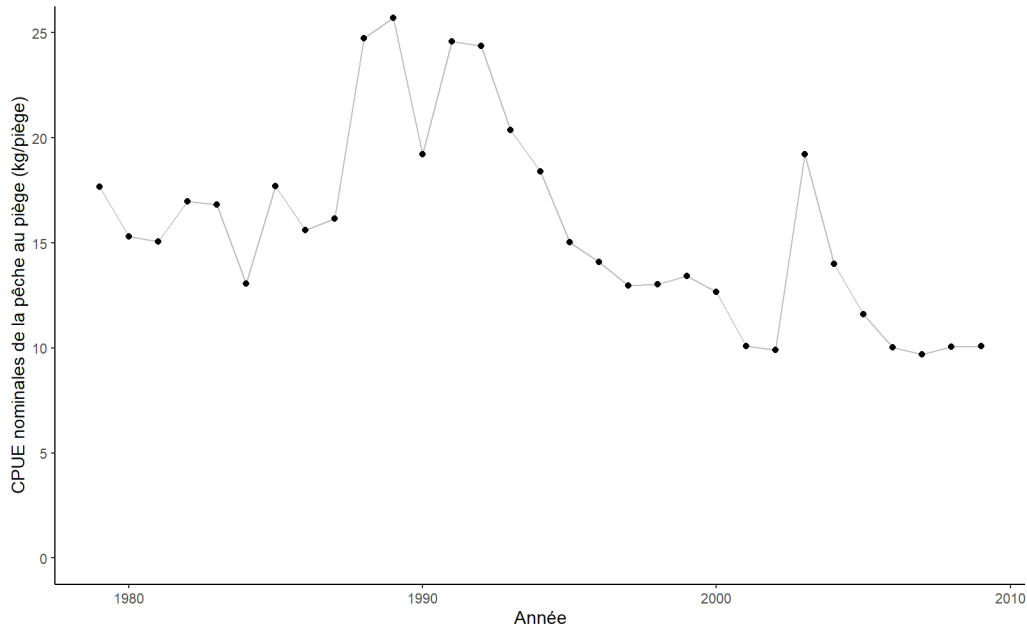


Figure B.1. Captures par unité d'effort nominales annuelles des prises dans la pêche commerciale au piège (kg/piège), de 1979 à 2009.

B.2. RELEVÉ NORMALISÉ AU PIÈGE

Un relevé normalisé au piège (Smith *et al.* 1996; Downes *et al.* 1997; Wyeth et Kronlund 2003; Wyeth *et al.* 2004a) a été mené annuellement entre 1990 et 2010 à l'aide du même type d'appât pour toutes les années (environ 1 kg de calmar congelé dans un sac à appâts). Le relevé normalisé était un relevé à stations fixes, habituellement effectué par un bateau de pêche commerciale de la morue charbonnière affrété. Neuf stations de relevés au large des côtes ont fait régulièrement l'objet de relevés chaque année où il avait lieu, sauf en 1990, année où le relevé a porté uniquement sur celles du sud (figure B - 2). Les stations choisies étaient des lieux de pêche commerciale dispersés spatialement à environ 60 milles marins l'une de l'autre, de sorte que le relevé à l'échelle de la côte pouvait être effectué en environ 30 jours si les conditions météorologiques étaient favorables. C'est pourquoi le plan du relevé n'a pas été randomisé. Les stations de relevé présentaient habituellement des caractéristiques bathymétriques à relief élevé, comme des goulets ou des canyons, reflétant l'intention initiale de calculer les indices de l'abondance de la morue charbonnière dans les lieux de pêche « principaux » qui représentaient ce que l'on croyait être un habitat exceptionnel. Les anneaux de sortie des pièges étaient fermés pendant la pêche pour le relevé.

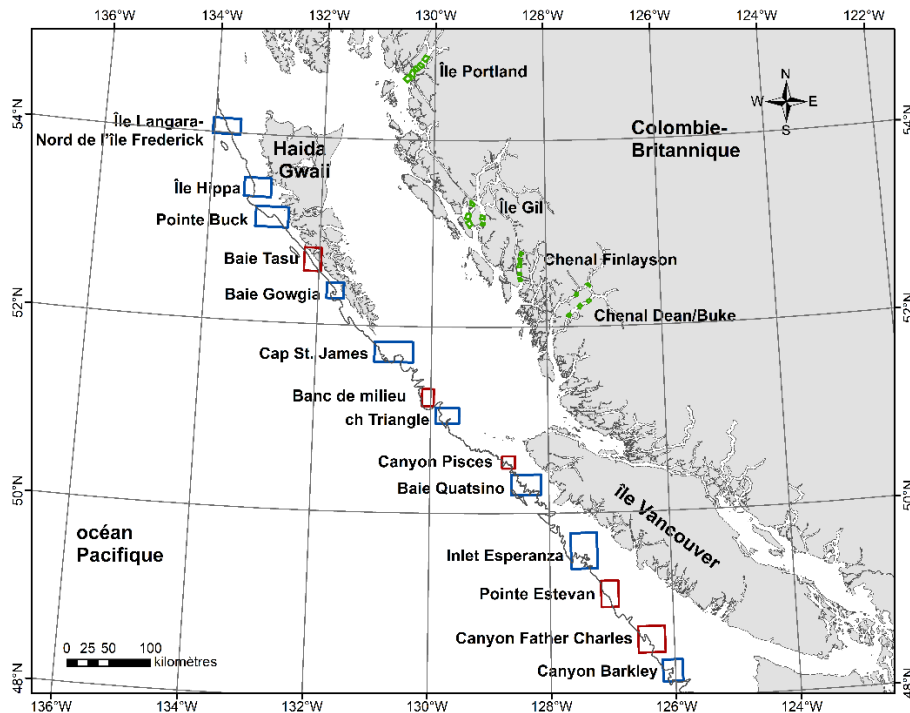


Figure B.2. Limites géographiques des stations du relevé normalisé. Les cases bleues indiquent une station de relevé normalisé de la morue charbonnière. Les stations de marquage sont indiquées par des cases rouges, et les cases vertes montrent les emplacements dans les stations des bras de mer continentaux. L'isobathe de 1 000 m est représentée.

Au cours du relevé, on pêchait dans cinq à sept intervalles de profondeur différents à chaque station, mais seuls les cinq principaux, identifiés comme D1 à D5, ont servi régulièrement sur tout l'historique du relevé. Ces principaux intervalles de profondeur se situent entre 274 et 1 189 m (ou 150 à 650 brasses). Les intervalles de profondeur sont les suivants : D1 (274 à 457 m), D2 (457 à 641 m), D3 (641 à 824 m), D4 (824 à 1 006 m) et D5 (1 006 à 1 189 m). Habituellement, on réalisait une seule calée dans chaque intervalle de profondeur à chaque station du relevé. Il n'y a donc pas de répétition des calées dans chaque combinaison de profondeur et de station, sauf pour certaines stations en 1990-1991 et en 1993, et à trois stations sélectionnées en 2002. De plus, la position spatiale de chaque calée était laissée à la discrétion du capitaine du bateau de pêche plutôt que d'être choisie au hasard.

Les CPUE moyennes normalisées de la pêche hauturière (poids/nombre de pièges) utilisées pour la mise à jour actuelle du MO (2022) ont été calculées en utilisant les cinq principales strates de profondeur D1 à D5 et toutes les stations disponibles dans la base de données (jusqu'à 14 stations, bien que 5 d'entre elles n'aient été échantillonnées qu'au cours d'une ou de deux années). Pour chaque strate de profondeur, des CPUE moyennes annuelles ont été calculées pour cette strate. Un seul taux de CPUE annuelles a ensuite été calculé en attribuant une pondération égale au nombre de calées de pêche à diverses stations dans chaque strate de profondeur par rapport au nombre total de calées de pêche où la pêche a eu lieu cette année-là. Les calées utilisées pour calculer les CPUE comprenaient les pièges consignés comme étant « entièrement utilisables » (code 1) et n'étant « pas tous fonctionnels » (code 12). Cette approche diffère de la méthode utilisée pour les mises à jour précédentes du MO (Cox *et al.*, 2023), dans laquelle l'indice a été calculé à partir de la moyenne des prises par piège (kg/piège) pour les intervalles de profondeur D1 à D5 et seulement neuf principaux sites normalisés au large (île Langara-nord de l'île Frederick, île Hippi, pointe Buck, baie Gowgia,

cap St. James, île Triangle, baie Quatsino, inlet Esperanza, canyon Barkley). De plus, l'analyse de 2016 a utilisé une méthode de vraisemblance empirique pour calculer les CPUE moyennes et les intervalles de confiance connexes (Owen 2001; Cox *et al.* 2023).

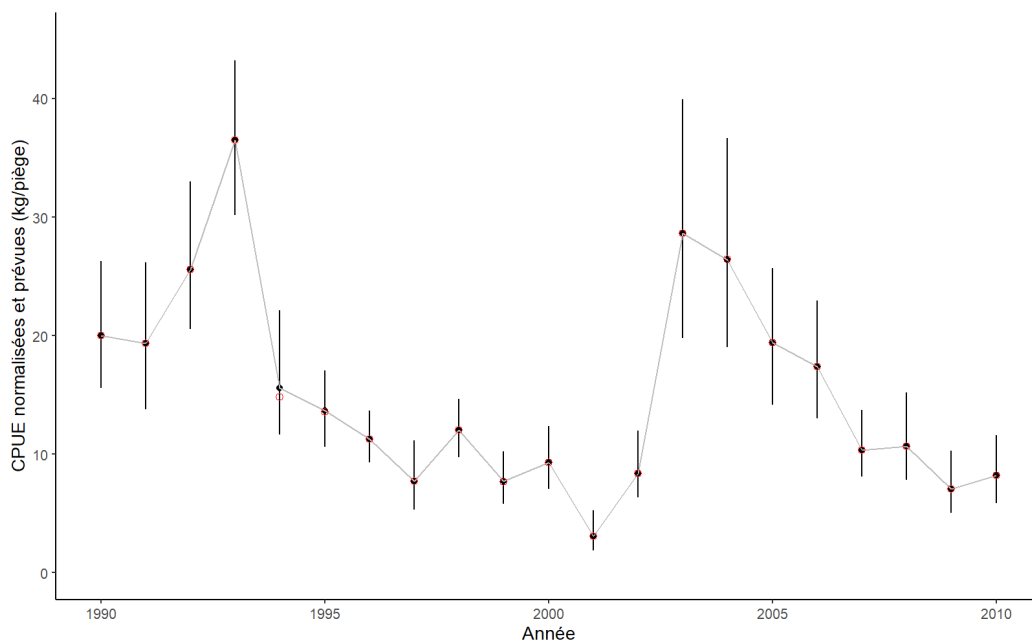


Figure B.3. Taux de prise annuels dans le relevé normalisé (kg/piège) de 1990 à 2010. Les taux de prises moyens annuels fondés sur la méthode de vraisemblance empirique utilisée en 2016 sont indiqués en noir (cercles noirs, avec des barres d'erreur indiquant les intervalles de confiance à 95 %), tandis que les taux de prises moyens simples utilisés dans la mise à jour de 2022 sont indiqués par des cercles rouges.

Le passage à une nouvelle méthode en 2022 n'était pas intentionnel et n'a été reconnu que tard à l'étape de la rédaction du rapport. Les différences dans les valeurs des indices annuels entre les deux méthodes sont presque négligeables pour la plupart des années, à l'exception de 1994, de sorte que nous ne nous attendons pas à ce que ce changement ait une incidence significative sur les résultats du MO (figure B - 3, tableau B - 1). Toutefois, les futures mises à jour du MO devraient utiliser la méthode de vraisemblance empirique limitée aux neuf sites principaux. L'un des avantages de cette méthode est qu'elle permet de calculer les intervalles de confiance sans avoir à poser d'hypothèses sur une répartition particulière (Owen 2001).

Les tendances des taux de prise dans les relevés à l'échelle de la côte affichent une diminution au fil du temps par rapport aux valeurs moyennes relativement élevées du début des années 1990, fluctuant autour de 10 kg/piège du milieu à la fin des années 1990 (figure B - 3). Le relevé de 2001 a produit les taux de prise moyens et médians les plus faibles observés dans la série chronologique, avec une réduction marquée de la variance. Ils se sont améliorés de 2001 à 2002 pour atteindre un niveau semblable à celui observé au milieu des années 1990. En 2003 et 2004, ils étaient considérablement plus élevés que ceux observés au cours des neuf années précédentes et comparables à ceux observés en 1992 et 1993. Les taux de prises ont constamment diminué de 2003 à 2009. Les données sur la détermination de l'âge selon le sexe sont disponibles de 1990 à 2009; aucune n'est disponible pour 2010 en raison de la décision de mettre fin au relevé après 2010 et de la priorité accordée à la détermination de l'âge des échantillons commerciaux et des échantillons des relevés aléatoires stratifiés.

Une comparaison réalisée par Cox et ses collaborateurs (2023) a permis de constater que les CPUE nominales dans la pêche commerciale au piège et le relevé normalisé ont affiché des

tendances et une variabilité semblables, ce qui est conforme à l'emplacement des calées du relevé normalisé dans les principales aires de pêche.

Tableau B.1. Moyenne annuelle normalisée des captures par unité d'effort (kg/piège) utilisées pour 2022 par rapport aux estimations empiriques de 2016 de la vraisemblance des prises moyennes annuelles par unité d'effort (kg/piège), des intervalles de confiance (IC) à 95 % et du coefficient de variation (CV) pour le relevé normalisé au piège de la morue charbonnière.

Année	Version de 2022	Version de 2016	IC inférieur	IC supérieur	CV
	CPUE moyennes	CPUE moyennes			
1990	20,018	20,017	15,576	26,268	0,156
1991	19,336	19,336	13,802	26,2	0,177
1992	25,574	25,569	20,557	33,024	0,146
1993	36,508	36,509	30,175	43,207	0,092
1994	14,834	15,571	11,63	22,113	0,21
1995	13,563	13,665	10,64	17,037	0,123
1996	11,257	11,258	9,32	13,678	0,108
1997	7,722	7,721	5,343	11,185	0,224
1998	12,039	12,037	9,73	14,654	0,109
1999	7,652	7,72	5,801	10,223	0,162
2000	9,295	9,296	7,058	12,366	0,165
2001	3,082	3,092	1,88	5,248	0,349
2002	8,393	8,401	6,343	11,996	0,214
2003	28,652	28,656	19,768	39,925	0,197
2004	26,444	26,415	19,005	36,65	0,194
2005	19,43	19,432	14,169	25,708	0,161
2006	17,385	17,382	13,034	22,966	0,161
2007	10,347	10,348	8,111	13,735	0,164
2008	10,682	10,662	7,821	15,229	0,214
2009	7,085	7,087	5,033	10,274	0,225
2010	8,193	8,198	5,86	11,609	0,208

B.3. RELEVÉ ALÉATOIRE STRATIFIÉ AU PIÈGE

Le relevé aléatoire stratifié au piège de la morue charbonnière a été lancé en 2003 et suit un plan d'échantillonnage à stratification aléatoire par profondeur et superficie. La zone du relevé au large est divisée en cinq strates spatiales (S1 à S5) et en trois strates de profondeur (RD1 à RD3), pour un total de 15 strates (figure B - 4). Les cinq strates spatiales sont la S1, côte sud-ouest de l'île de Vancouver (CSOIV); la S2, côte nord-ouest de l'île de Vancouver (CNOIV); la S3, bassin de la Reine-Charlotte (BRC); la S4, côte sud-ouest de Haida Gwaii (CSOHG); et la S5, côte nord-ouest de Haida Gwaii (CNOHG). Les trois plages de profondeur ciblées se situent entre 100 et 250 brasses (RD1), 250 et 450 brasses (RD2) et 450 et 750 brasses (RD3). La zone comprise dans chacune des 15 strates est divisée en une grille de cellules mesurant 2 km sur 2 km, appelées « blocs de pêche », parmi lesquelles l'emplacement des calées est choisi au hasard. De 2003 à 2005, cinq cellules de grille ont été sélectionnées au hasard dans chaque strate, pour un total de 75 blocs. De 2006 à 2010, le nombre a été augmenté à six cellules de grille dans chaque bloc, pour un total de 90 blocs au large à l'échelle de la côte. Une autre

augmentation temporaire s'est produite en 2011 et en 2012, lorsque le nombre total de blocs à l'échelle de la côte a grimpé à 110. En 2013, le nombre total de blocs sélectionnés a été réduit à 91 à l'échelle de la côte afin de réduire les coûts de relevé. Depuis, le nombre cible annuel de blocs a été de 91 (~ 5 à 6 blocs par strate); cependant, le nombre de blocs où la pêche a eu lieu avec succès a varié de 72 à 91 en raison des conditions météorologiques. Des rapports sur les relevés annuels ont été publiés pendant la plupart des années pour documenter les méthodes et les résultats des relevés (Wyeth *et al.* 2004b, 2006; Lacko *et al.* 2020, 2021, 2022).

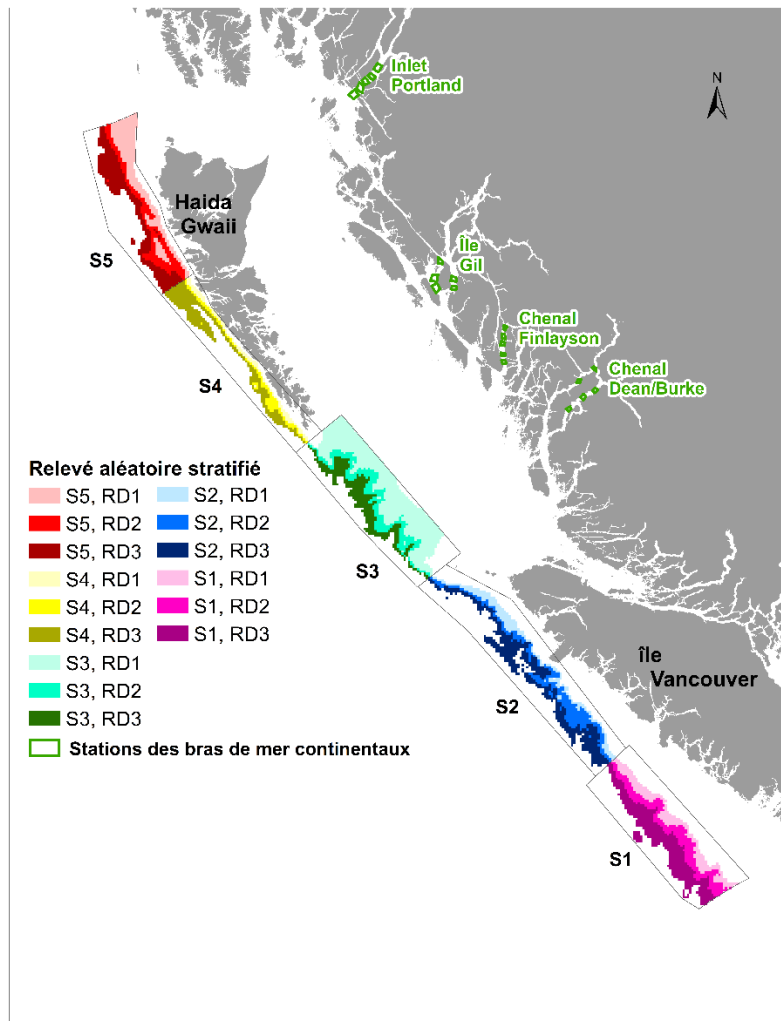


Figure B.4. Emplacement des limites du plan de relevé des stations des bras de mer continentaux et des cinq zones spatiales (S1 à S5) du plan de relevé aléatoire stratifié. Les trois strates de profondeur (RD1 à RD3) sont codées par couleur et imbriquées dans chacune des cinq strates spatiales.

Les prises du relevé sont entièrement dénombrées et pondérées par espèce et par piège pour chaque calée. Un échantillon de morue charbonnière est conservé à partir de chaque calée pour i) les mesures de longueur, de poids, de sexe et de maturité, et ii) l'extraction d'otolithes pour la détermination de l'âge. Enfin, les morues charbonnières sont marquées et remises à l'eau à chaque calée. À l'instar de l'engin du relevé normalisé, les anneaux de sortie des pièges sont cousus et fermés, mais les pièges de du relevé aléatoire stratifié sont appâtés avec une combinaison de merlu du Pacifique (*Merluccius productus*) et de calmar afin de se conformer à la pratique utilisée par la pêche commerciale au piège.

Les valeurs moyennes de l'indice provenant de l'échantillonnage aléatoire stratifié et les intervalles de confiance à 95 % ont été calculés selon l'année à l'aide de l'estimateur d'échantillonnage aléatoire stratifié classique de relevé (Cochran 1977) et le nombre d'unités d'échantillonnage possibles par strate fourni par Wyeth *et al.* (2007). Les moyennes du relevé aléatoire stratifié et les intervalles de confiance à 95 % sont représentés à la figure B - 5. Une tendance initiale à la baisse des taux de prises du relevé s'est produite de 2003 à 2014, ponctuée d'observations élevées en 2006, 2008 et 2015. Entre 2017 et 2019, les taux de prises du relevé ont fortement augmenté, 2019 affichant la valeur de CPUE la plus élevée observée depuis le début de la série chronologique en 2003. Les taux de prises ont quelque peu diminué au cours des deux dernières années depuis 2019; cependant, l'indice des CPUE en 2021 constituait toujours la troisième valeur la plus élevée observée depuis 2003.

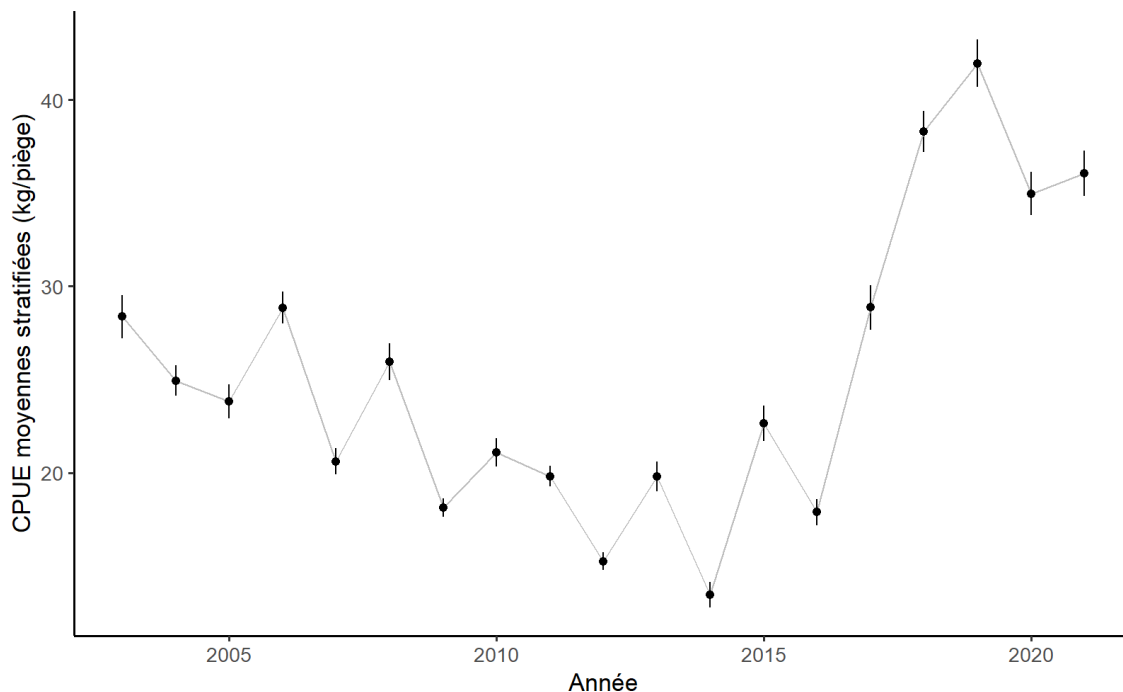


Figure B.5. Captures par unité d'effort moyennes annuelles du relevé aléatoire stratifié (kg/piège) de 2003 à 2021. Les cercles pleins indiquent la moyenne stratifiée. Les lignes verticales représentent les limites de confiance à 95 % supérieure et inférieure.

B.4. SOURCES DE RELEVÉS NON UTILISÉS

Cox et ses collaborateurs (2023) ont résumé des attributs de relevés supplémentaires effectués en Colombie-Britannique qui ont permis de capturer la morue charbonnière afin de déterminer d'autres sources de données qui pourraient être utilisées pour indexer l'abondance de la morue charbonnière. Un sous-ensemble des relevés pris en compte comprenait les relevés synoptiques au chalut de fond ciblant les poissons de fond de la Colombie-Britannique (côte ouest de l'île de Vancouver, bassin de la Reine-Charlotte, détroit d'Hécate et côte ouest de Haida Gwaii; ~ 2003 à aujourd'hui), le relevé au chalut de fond sur l'assemblage multispécifique dans le détroit d'Hécate (1984 à 2003), le relevé à la ligne fixe indépendant de la pêche de la Commission internationale du flétan du Pacifique (CIFP; 2003 à ce jour), le relevé à la palangre sur fond dur de la *Pacific Halibut Management Association* (PHMA) (~ 2006 à ce jour), et le relevé de la crevette de la côte ouest de l'île de Vancouver dans le détroit de la Reine-Charlotte (1974 à ce jour).

Aucune des séries de relevés supplémentaires prises en compte n'a été jugée appropriée pour les ajustements du MO (Cox *et al.* 2023). Tout d'abord, la couverture spatiale et de la profondeur de la plupart des relevés n'englobaient pas la biomasse côtière au large des morues charbonnières adultes, parce qu'elles se trouvaient surtout à des profondeurs plus faibles que celles qu'elles occupaient habituellement (p. ex. relevés au chalut de la crevette, relevés de la CIFP) ou elles ne se trouvaient que dans une partie de la côte (p. ex. étude sur l'assemblage multispécifique dans le détroit d'Hécate). Ensuite, chaque série d'indices ajoutée au modèle nécessite d'estimer la sélectivité et, pour la plupart des séries, aucune série chronologique de données sur l'âge n'est disponible. Les récents relevés synoptiques au chalut de fond à partir desquels les structures de détermination de l'âge de la morue charbonnière sont recueillies font exception à cette règle. Toutefois, la division de ces relevés en quatre relevés spatialement distincts qui ont lieu tous les deux ans signifie que leur couverture temporelle et spatiale est toujours limitée pour la morue charbonnière. En outre, bien que les structures de détermination de l'âge soient recueillies, la nécessité d'estimer quatre ensembles différents de paramètres de sélectivité pour chacun de ces relevés nécessiterait que les ressources limitées consacrées à la détermination de l'âge soient détournées de celles du relevé aléatoire stratifié au piège et de la pêche commerciale. Par conséquent, l'inclusion des relevés synoptiques au chalut de fond ciblant les poissons de fond dans le MO de la morue charbonnière n'est pas considérée comme une priorité pour le moment.

APPENDIX C. ANALYSES DE TRANSITION ET DE RAPPROCHEMENT DU MODÈLE OPÉRATIONNEL

C.1. MÉTHODES

Les distributions a posteriori des estimations du modèle opérationnel sont comparées entre les mises en œuvre dans le TMB (ensembles de données de 2018 et de 2021) et l'ADMB (ensemble de données de 2018 seulement), avec deux versions du modèle opérationnel du TMB. Les deux versions du TMB diffèrent selon qu'elles utilisent des hypothèses pour la mise à jour du modèle opérationnel de 2018 (MPO 2020), ou des hypothèses pour le modèle opérationnel de base dans le présent document. Pour le reste de la présente annexe, nous désignons ces mises en œuvre comme ADMB 2018, TMB 2018' (mise en œuvre dans le TMB avec les données et les hypothèses du modèle de l'ADMB), TMB 2018 (hypothèses mises à jour pour le TMB 2021, mais avec les données de l'ADMB 2018) et TMB 2021 (données et hypothèses mises à jour décrites dans le présent document). La comparaison de la mise en œuvre croisée des données de 2018 représente l'analyse de transition, qui compare les paramètres estimés et les points de référence entre les deux autres mises en œuvre de logiciels (ADMB 2018 et TMB 2018') et les hypothèses (TMB 2018' et TMB 2018) pour évaluer leurs effets de composantes, tandis que le TMB 2018 par rapport au TMB 2021 représente l'analyse de rapprochement pour juger de l'effet des données supplémentaires. Les analyses de transition et de rapprochement sont évaluées au moyen des distributions a posteriori des principaux paramètres biologiques, des paramètres de sélectivité de la flotte et des principales quantités de gestion telles que les points de référence fondés sur le RMD, la biomasse reproductrice actuelle et historique et la mortalité par pêche.

Notre analyse de rapprochement a mis à l'essai la sensibilité du modèle TMB aux données mises à jour en ajustant de façon séquentielle le TMB 2021 à un ensemble de données mis à jour à la fois. Tout d'abord, par exemple, l'ensemble de données sur les prises est prolongé de 2018 à 2021, et aucune autre donnée n'est mise à jour. Ensuite, nous mettons à jour de façon séquentielle chaque ensemble de données restantes jusqu'en 2021, en commençant par la série de l'indice de la biomasse, les compositions selon l'âge et la longueur (séparément et

ensemble), et enfin, nous les ajustons à l'ensemble complet de données de 2021. Pour les scénarios « Prises seulement », « Prises et relevé aléatoire stratifié », et « Prises et longueurs », le taux de variation a été fixé à $h = 0,7$ et les estimations conditionnelles des erreurs types des observations de remise à l'eau ont été utilisées pour promouvoir la convergence.

Enfin, nous avons mis à l'essai la nouvelle mise en œuvre dans le TMB du modèle MPEE sur des simulations en boucle fermée conditionnées par le modèle opérationnel du TMB 2021 (voir le corps du présent document pour la définition de la procédure de gestion). Les mises en œuvre du MPEE dans l'ADMB et le TMB ont été comparées au moyen de mesures du rendement des objectifs de pêche.

C.2. RÉSULTATS

C.2.1. Comparaison des modèles opérationnels

Les différences relatives entre les valeurs des principaux paramètres (c.-à-d. celles qui déterminent la dynamique de la population et les points de référence) entre l'ADMB 2018 et le TMB 2018' variaient de 3,4 % pour le taux de variation de Beverton-Holt à 31 % pour le taux de mortalité naturelle des mâles M_m (tableau C - 1). La mortalité naturelle des femelles du 2018' M_f , qui est plus fortement intégrée dans la dynamique de la population que celle des mâles M_m au moyen de liens avec la biomasse reproductrice et le recrutement, était seulement de 10 % plus élevée que celle de l'ADMB 2018. Avec un recrutement non exploité de 3,577 millions de poissons d'âge 1, cette différence dans M_f équivaut à environ 126 000 femelles de moins qui survivent jusqu'à l'âge 8, où elles commencent à contribuer à la biomasse reproductrice. L'augmentation de 30 % de la biomasse reproductrice absolue pour le TMB 2018' est un peu plus préoccupante, mais elle se situe toujours à +/- 2 erreurs types d'estimation des estimations de l'ADMB 2018.

L'éventail des différences entre les points de référence du TMB 2018' et de l'ADMB 2018 établis à partir des principaux paramètres était inférieur à l'éventail des estimations des principaux paramètres eux-mêmes, car les corrélations des paramètres entraînent des effets compensatoires sur les calculs impliquant des produits. Par exemple, le produit $x \cdot y = z$ produira une variation plus faible pour z si x et y sont inversement corrélés puisque le grand $x \cdot y = z$ multiplié par le petit y est semblable au petit x multiplié par le grand y . Par conséquent, les estimations du RMD et de l'épuisement de la biomasse reproductrice sont très semblables (tableau C - 1). Le taux d'exploitation optimal établi U_{RMD} pour le TMB 2018' n'était que de 5 % supérieur à celui de l'ADMB 2018, principalement parce que ce point de référence dépend fortement du taux de variation de la relation stock-recrutement, qui est lui-même assez étroitement limité par la même distribution a priori pour les deux mises en œuvre. Il convient également de noter que l'ADMB 2018 a estimé que le taux d'exploitation optimal d'environ 7 % est considérablement plus élevé que l'estimation du modèle opérationnel précédent de 2016 (Cox *et al.* 2019), qui était d'environ 4 %. Cette productivité moyenne plus élevée découle des données mises à jour jusqu'en 2018 qui comprennent les grandes classes d'âge de 2014 à 2016.

Plusieurs changements observés pour le TMB 2018' ont été inversés lorsque les hypothèses ont été modifiées pour le TMB 2018, ce qui correspond aux hypothèses du modèle TMB 2021. Les changements entre le TMB 2018' et le TMB 2018 ont été dictés par le coefficient de variation supposé pour les données sur les remises à l'eau et les prises de la pêche au chalut, car les changements restants étaient relativement mineurs. Par exemple, il y a un a priori plus informatif sur le taux de variation h , mais qui a tendance à n'avoir que des effets mineurs sur la

dynamique de la population dans l'historique, comme il est indiqué dans la section des résultats du corps du présent document. Avec les hypothèses mises à jour, la plupart des estimations ont été révisées à la baisse (tableau C - 1), à l'exception du taux de variation et de l'épuisement de la biomasse. Malgré une valeur plus élevée du taux de variation, le taux d'exploitation optimal U_{RMD} a diminué d'environ 21 % et le RMD d'environ 23 %, compte tenu de la réduction de la mortalité naturelle et de la variation de la productivité du stock qui en a découlé par le recrutement non exploité (non présenté). Il est intéressant de noter que les changements dans les estimations de la biomasse absolue B_{2018} , B_0 et B_{RMD} ont été combinés de sorte que les estimations de l'épuisement et de l'état du stock de 2018 qui en ont découlé étaient relativement stables, étant donné que chacune a été révisée à la baisse d'une quantité semblable.

Enfin, la mise à jour des données du TMB 2018 vers le TMB 2021 dans l'analyse de rapprochement montre que la mise en œuvre et l'hypothèse dans le nouveau TMB ne sont pas très sensibles à la mise à jour des données. Contrairement à la transition ADMB-TMB, la mise à jour des données a permis d'obtenir des estimations relativement stables des paramètres du cycle biologique B_0 , h , M_m , M_f , du RMD des points de référence biologiques B_{RMD} et U_{RMD} , qui ont tous augmenté de moins de 5 % (tableau C - 1), bien en deçà d'une erreur type a posteriori. Il y a des changements plus importants dans la biomasse reproductrice et l'état du stock de 2018, à la suite d'une deuxième révision à la baisse de la B_{2018} de -11,7 %, ce qui la rend plus conforme à l'estimation de l'ADMB 2018. Par conséquent, l'état et l'épuisement du stock en 2018 sont également réduits en raison de l'augmentation à l'équilibre.

Les tendances temporelles de la biomasse reproductrice et de la mortalité par pêche étaient très semblables entre les quatre modèles (figure C - 1), et elles différaient grandement à l'échelle de la biomasse absolue décrite ci-dessus. Le TMB 2021 estime une biomasse de taille semblable à celle de l'ADMB 2018 dans l'historique du modèle initial, mais une biomasse plus importante récemment, ce qui a entraîné une baisse récente des taux de mortalité par pêche, en particulier pour la pêche au chalut, où le coefficient de variation des prises au chalut est plus élevé dans le TMB 2018 et le TMB 2021.

Certaines différences entre le TMB 2018' et l'ADMB 2018 peuvent être attribuées, en partie, à une autocorrélation plus élevée des paramètres à partir des a posteriori bayésiens échantillonnés par l'ADMB 2018 (figures C - 2 – C - 4 ; p. ex. M_m ainsi que les paramètres de sélectivité pour la pêche au chalut, la pêche à la palangre et les deux relevés indépendants de la pêche). Dans certains cas, l'autocorrélation peut rendre les estimations de paramètres trop précises (p. ex. sélectivité du chalut) lorsque les chaînes sont « coincées » dans une zone à forte densité, ou pas assez précises lorsque les chaînes passent plus de temps que nécessaire à échantillonner des zones à faible densité a posteriori avant de passer à autre chose. Bien que l'autocorrélation ne soit pas complètement absente des chaînes a posteriori du modèle TMB, elle est beaucoup moins importante, ce qui mène à des estimations de l'incertitude de meilleure qualité.

Les différences les plus importantes parmi les quatre modèles opérationnels ont été observées dans la sélectivité fondée sur la longueur dans toutes les pêches et tous les relevés (Figure C - 3). La sélectivité de la longueur à 50 % pour la pêche au piège a été moins touchée par le passage au TMB et les mises à jour des hypothèses, probablement parce qu'il y a une longue série chronologique de données sur la composition selon l'âge. En fait, la sélectivité de la longueur à 50 % de la pêche au piège semble un peu trop précise. En revanche, les pêches à la palangre et au chalut n'ont pas de composition selon l'âge et, par conséquent, ne dépendent que du marquage (palangre) ou du marquage combiné aux données sur la fréquence de la longueur (chalut). La sélectivité de la longueur à 50 % pour la pêche au chalut et à la palangre varie beaucoup entre les quatre modèles opérationnels. L'a priori pour les paramètres de

sélectivité du chalut était très informatif pour l'ADMB 2018, qui semble avoir rigoureusement contrôlé les échantillons a posteriori (figures C – 3 et C - 4 , chalut), ce qui n'était pas évident pour les trois modèles TMB.

Les différences importantes de la sélectivité de la longueur à 50 % entre les modèles ADMB 2018 et TMB pour les deux relevés indépendants de la pêche sont les plus surprenantes, en particulier pour le relevé aléatoire stratifié, qui comporte un ensemble de données relativement important et assez précis sur la composition selon l'âge. Il peut y avoir un certain effet des nouvelles grandes classes d'âge qui influencent ces paramètres. Par ailleurs, les courbes de sélectivité de la longueur tirées des paramètres ci-dessus étaient qualitativement très semblables, malgré des différences quelque peu importantes dans leur distribution a posteriori, comme il est décrit ci-dessus (figure C - 5).

Les a posteriori des points de référence biologiques fondés sur le RMD (figure C - 6) brossent un tableau similaire à la comparaison des moyennes a posteriori (tableau C - 1). Le changement le plus important s'est produit lors du passage du TMB 2018' au TMB de 2018, où l'assouplissement du coefficient de variation sur les débarquements de la pêche au chalut a permis d'optimiser les taux d'exploitation U_{RMD} et la biomasse optimale B_{RMD} pour les réduire plus près des valeurs de l'ADMB 2018.

C.2.2. Mises à jour des données de 2018 à 2021

La simple mise à jour des données sur les prises du TMB 2018 au TMB 2021 réduit la biomasse moyenne et augmente la productivité (tableau C - 2). Étonnamment, l'ajout ultérieur de l'indice du relevé aléatoire stratifié à la mise à jour des prises n'a pratiquement aucun effet sur l'estimation des principaux paramètres et des points de référence. Comme il a été mentionné ci-dessus, il y a une tendance récente de résidus assez importants pour le relevé aléatoire stratifié, de sorte que l'absence d'influence peut être le résultat d'une tendance à l'augmentation de la biomasse qui est alimentée par des sources de données autres que celles de ce relevé. En particulier, l'inclusion des données sur la composition selon l'âge a une influence relativement importante sur les paramètres et les points de référence, ce qui augmente le RMD de 8 % par rapport aux versions « Prises seulement » et « Prises et relevé aléatoire stratifié ». Comme on pouvait s'y attendre, la version « Prises et longueurs » a eu peu d'incidence sur la version « Prises seulement », puisque nous disposons de quantités limitées et que les données sur la longueur sont généralement peu informatives de toute façon. Si l'on inclut toutes les nouvelles données jusqu'en 2021, on obtient le même *RMD* que pour le scénario « Prises et âges ».

C.2.3. Comparaison du rendement des PG

Les deux PG ont obtenu un rendement presque identique selon le modèle opérationnel TMB 2021. Les mesures de rendement pour les objectifs 1 à 3 étaient identiques, et les seules différences étaient les mesures des prises observées. Ces différences étaient mineures (de 1 % à 2 %) et pouvaient être calibrées de façon à ce qu'il n'y ait aucune perte de rendement en matière de conservation.

Tableau C.1. Valeurs moyennes a posteriori des principaux paramètres (et écarts types) pour quatre versions du modèle opérationnel de la morue charbonnière i) le modèle ADMB ajusté aux données de 2018 (ADMB 2018), ii) le modèle TMB ajusté aux données de 2018 avec les hypothèses de 2018 (TMB 2018'), iii) le modèle TMB ajusté aux données de 2018 avec les hypothèses de 2021 (TMB 2018), et iv) le modèle TMB ajusté aux données et aux hypothèses de 2021 (TMB 2021). L'état du stock est présenté par rapport à la biomasse non exploitée (B_t/B_0), à la biomasse reproductrice théorique la plus productive (B_t/B_{RMD}), et au point de référence limite ($B_t/[0,4 B_{RMD}]$) pour 2018. La rangée du bas montre la probabilité a posteriori que la biomasse reproductrice se situe au-dessus du point de référence limite en 2018. Les quantités de biomasse sont en kilotonnes, les taux de mortalité et de récolte pour l'année 1 et les indicateurs de l'état du stock ne comportent pas d'unité.

-	ADMB 2018	TMB 2018'	Différence en %	TMB 2018	Différence en pourcentage	TMB 2021	Différence en %
B_0	54,086 (3,318)	60,367 (3,945)	11,6	53,830 (3,485)	-10,8	56,679 (3,826)	5,3
M_m	0,042 (0,003)	0,055 (0,003)	31,0	0,050 (0,003)	-9,1	0,052 (0,003)	4,0
M_f	0,088 (0,002)	0,097 (0,003)	10,2	0,094 (0,003)	-3,1	0,094 (0,003)	0
h	0,617 (0,062)	0,638 (0,064)	3,4	0,648 (0,056)	1,6	0,667 (0,055)	2,9
B_{2018}	16,292 (2,005)	21,186 (3,250)	30,0	17,314 (2,707)	-18,3	17,364 (2,251)	0,3
B_{2021}	-	-	-	-	-	26,846 (3,985)	-
B_{RMD}	20,432 (1,670)	23,698 (1,75)	16,0	21,921 (1,459)	-7,5	22,896 (1,555)	4,4
U_{RMD} , taille réglementaire	0,077 (0,011)	0,081 (0,01)	5,2	0,066 (0,007)	-18,5	0,065 (0,006)	-1,5
RMD	4,370 (0,445)	4,418 (0,424)	1,1	3,419 (0,289)	-22,6	3,516 (0,288)	2,8
B_{2018} / B_0	0,301 (0,032)	0,351 (0,046)	16,6	0,322 (0,046)	-8,3	0,306 (0,033)	-5,0
B_{2018} / B_{RMD}	0,800 (0,096)	0,895 (0,128)	11,9	0,791 (0,117)	-11,6	0,759 (0,086)	-4,0
$B_{2018} / (0,4B_{RMD})$	1,999 (0,239)	2,238 (0,319)	12,0	1,976 (0,293)	-11,7	1,897 (0,215)	-4,0
B_{2021} / B_0	-	-	-	-	-	0,474 (0,061)	-
B_{2021} / B_{RMD}	-	-	-	-	-	1,173 (0,159)	-
$B_{2021} / (0,4B_{RMD})$	-	-	-	-	-	2,933 (0,397)	-
$P(B_{2018} \geq 0,4B_{RMD})$	1,000	1,000	0	1,000	0	1,000	0
$P(B_{2021} \geq 0,4B_{RMD})$	-	-	-	-	-	1,000	-

Tableau C.2. Estimations du maximum de vraisemblance des paramètres du cycle biologique et des points de référence fondés sur le RMD dans le cadre de l'analyse de sensibilité de la mise à jour des séries de données du modèle opérationnel TMB de la morue charbonnière. La colonne « Données » montre les ensembles de données qui sont prolongés jusqu'en 2021 pour le modèle TMB 2021. Les quantités de biomasse (B_0 , B_{RMD} et RMD) sont en kilotonnes, le taux de variation de la relation stock-recrutement h ne comporte pas d'unité, et les taux de mortalité naturelle et de récolte comportent des unités yr^{-1} .

Données	B_0	R_0	h	M_m	M_f	B_{RMD}	U_{RMD}	RMD
Toutes les données jusqu'en 2018	53,80	3,896	0,639	0,054	0,099	22,11	0,061	3,268
Prises	53,80	3,896	0,639	0,054	0,099	22,11	0,061	3,268
Indice des prises et du relevé aléatoire stratifié	54,11	3,909	0,651	0,054	0,099	22,10	0,062	3,317
Prises et âges	56,39	3,834	0,670	0,052	0,095	22,75	0,065	3,539
Prises et longueurs	52,82	3,573	0,653	0,050	0,095	21,48	0,067	3,440
Prises et âges/longueurs	56,39	3,834	0,670	0,052	0,095	22,75	0,065	3,539
Toutes les données jusqu'en 2021	56,64	3,825	0,672	0,052	0,094	22,82	0,065	3,542

Tableau C.3. Mesures du rendement de la gestion de la morue charbonnière selon les modèles d'évaluation du stock de production excédentaire ADMB et TMB.

Modèle d'évaluation	Obj. 1	Obj. 2	Obj. 3	Obj. 4	Obj. 5		
	$P(B_t > 0,4B_{RMD})$	$P(B_{2031} < B_{2021})$	$P(B_{2052} > 0,8B_{RMD})$	$P(Ct > 1\ 192)$	Ct	VAM	B_{2056}
PE ADMB	1	0	0,98	0,99	3 826	3,9	35,56
PE TMB	1	0	0,98	1,00	3 721	3,7	34,95

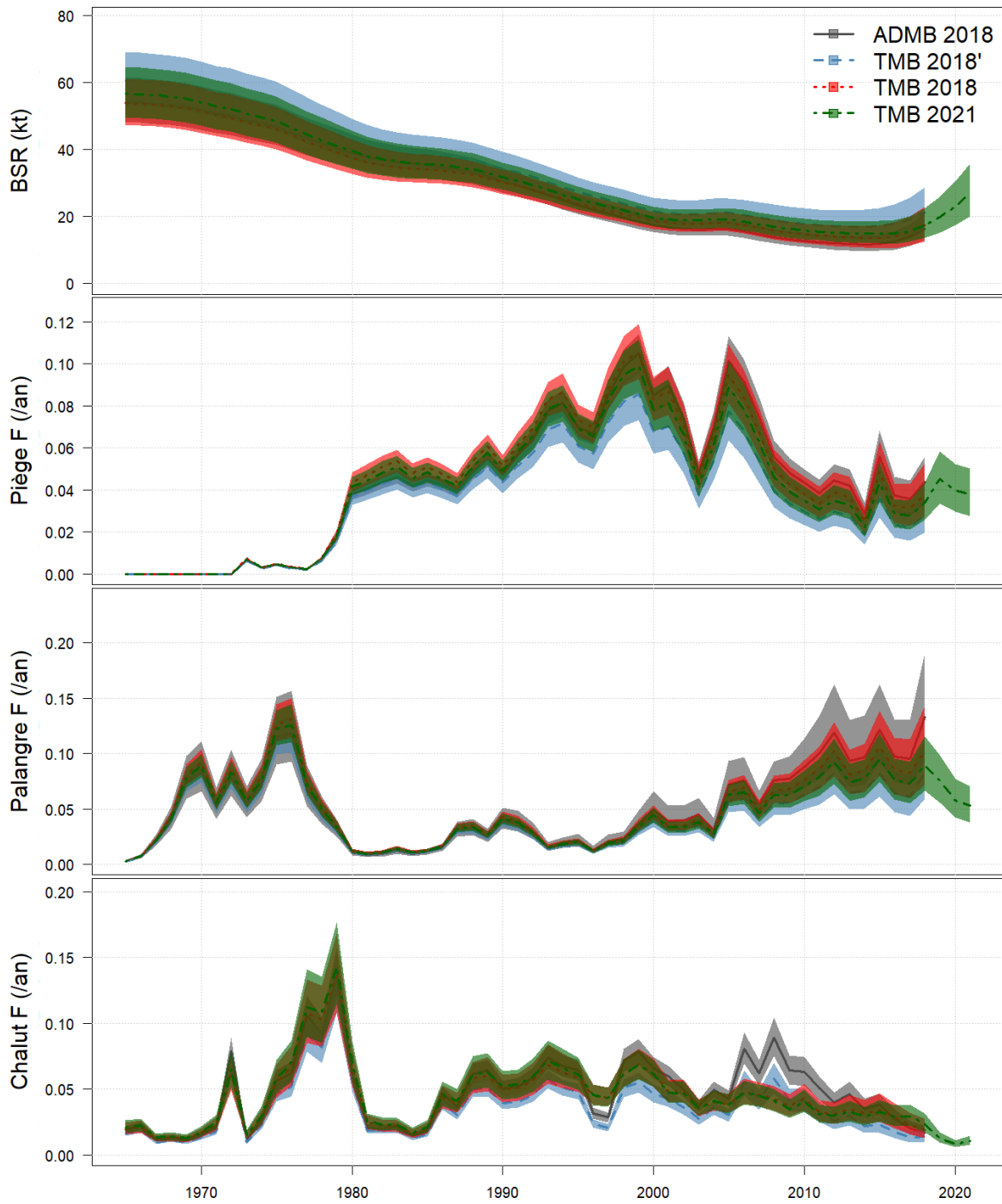


Figure C.1. Distributions a posteriori de la biomasse reproductrice (en haut) et de la mortalité par pêche (rangées 2 à 4) des séries chronologiques des quatre modèles opérationnels pour les analyses de transition et de rapprochement.

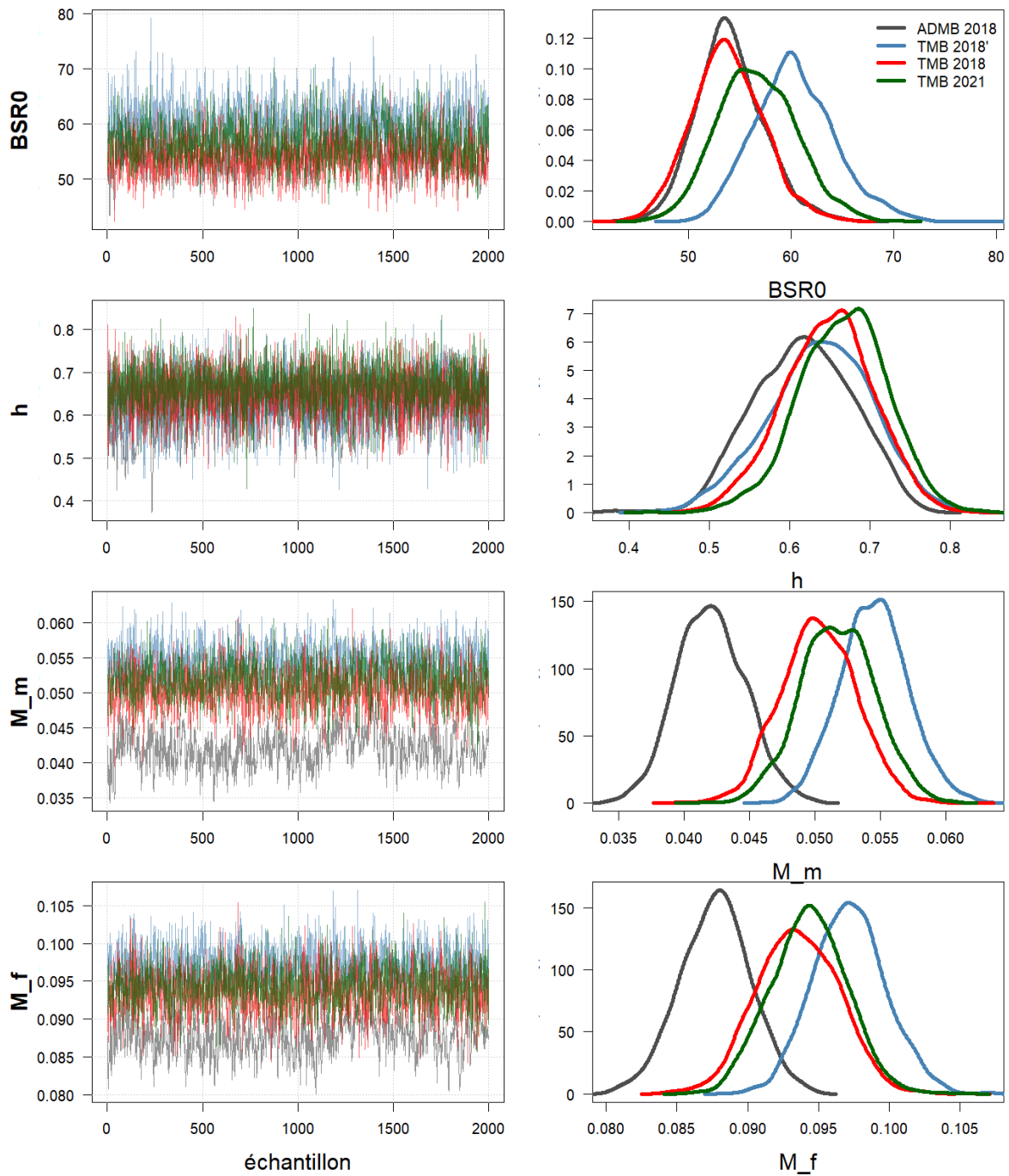


Figure C.2. Distributions a posteriori des principaux paramètres montrant les chaînes a posteriori (à gauche) et les densités (à droite) de la biomasse du stock reproducteur femelle non exploité (BSR_0), du taux de variation de la relation stock-recrutement (h) et de la mortalité naturelle chez les mâles (M_m) et les femelles (M_f) selon les quatre modèles opérationnels des analyses de transition et de rapprochement.

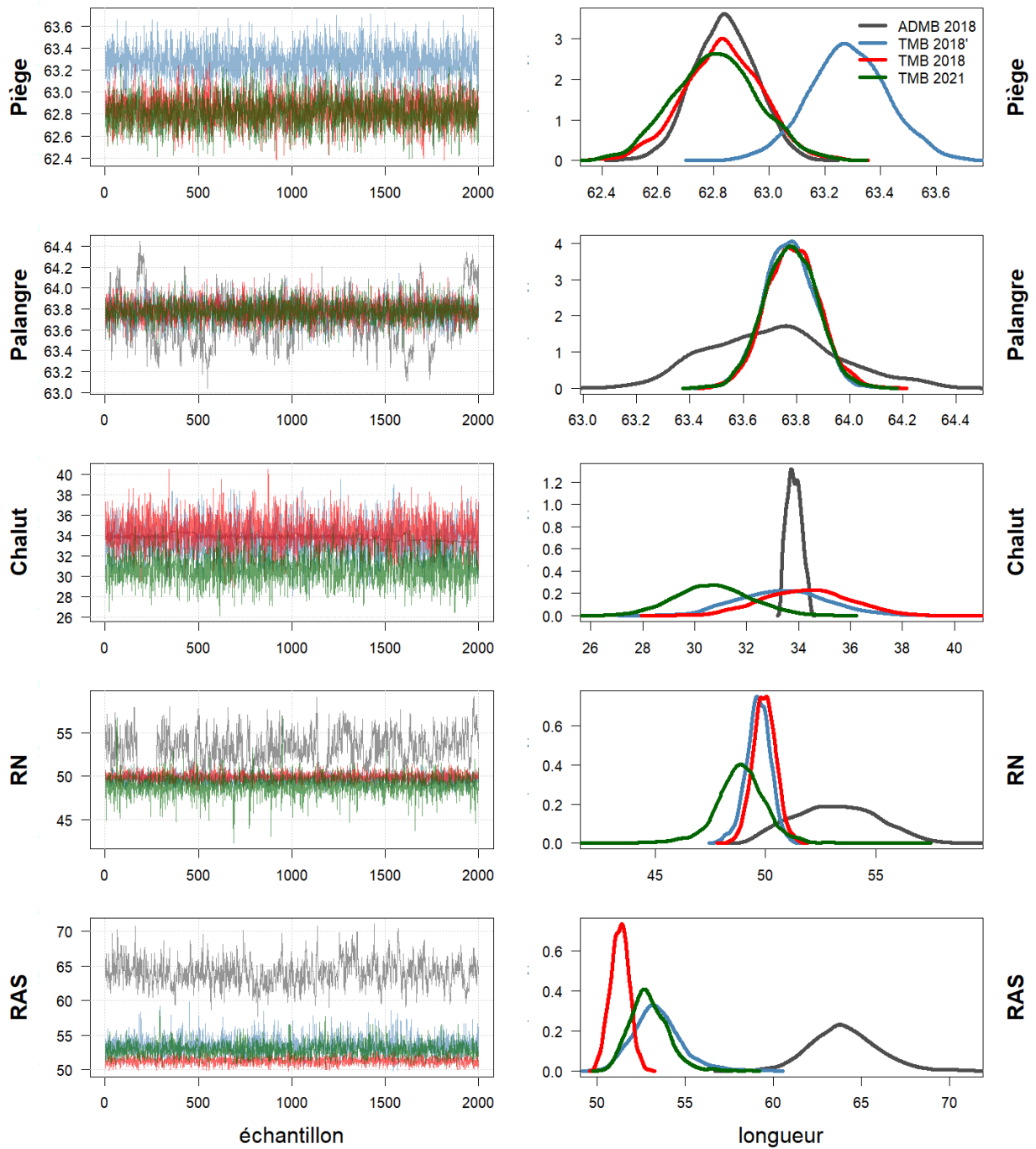


Figure C.3. Distributions a posteriori du paramètre de sélectivité alpha (c.-à-d. la longueur à 50 % de sélectivité pour toutes les flottes, à l'exception de celle de la pêche au chalut, qui est le paramètre de forme pour une fonction de densité de probabilité gamma) montrant les chaînes a posteriori (à gauche) et les densités (à droite) pour, de haut en bas, les flottes de pêche au piège, à la palangre, au chalut, de relevé normalisé et de relevé aléatoire stratifié selon les quatre modèles opérationnels pour les analyses de transition et de rapprochement.

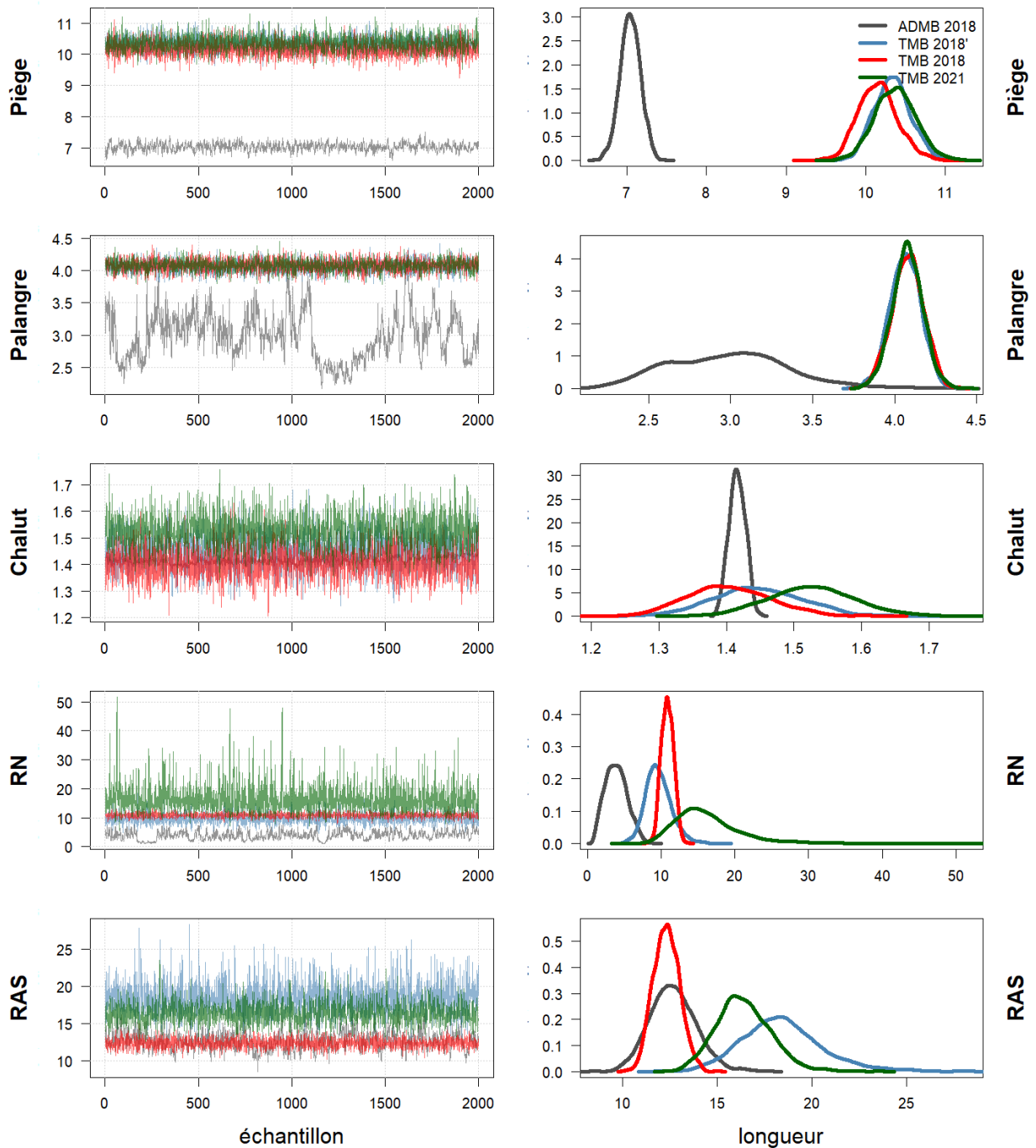


Figure C.4. Distributions a posteriori des paramètres bêta de sélectivité (c.-à-d. différence entre la longueur à 50 % et la sélectivité de la longueur à 95 % pour toutes les flottes sauf pour celle de la pêche au chalut, qui est le paramètre d'échelle pour la fonction de densité de probabilité gamma) montrant les chaînes a posteriori (à gauche) et les densités (à droite) pour, de haut en bas, les flottes de pêche au piège, à la palangre, au chalut, de relevé normalisé et de relevé aléatoire stratifié selon les quatre modèles opérationnels pour les analyses de transition et de rapprochement.

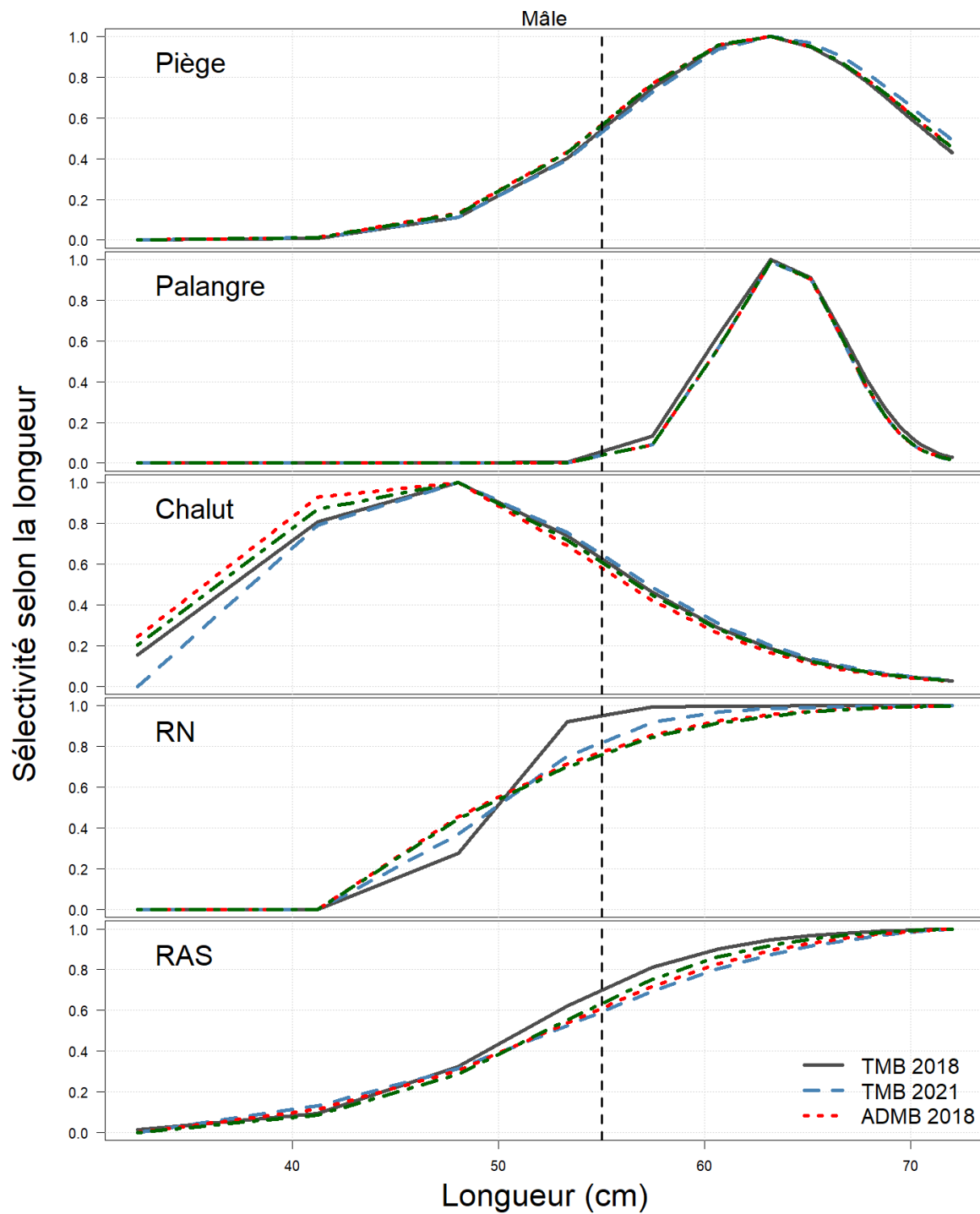


Figure C.5. Estimation des fonctions de sélectivité pour les flottes de pêche et les relevés dans le cadre des quatre modèles opérationnels pour les analyses de transition et de rapprochement.

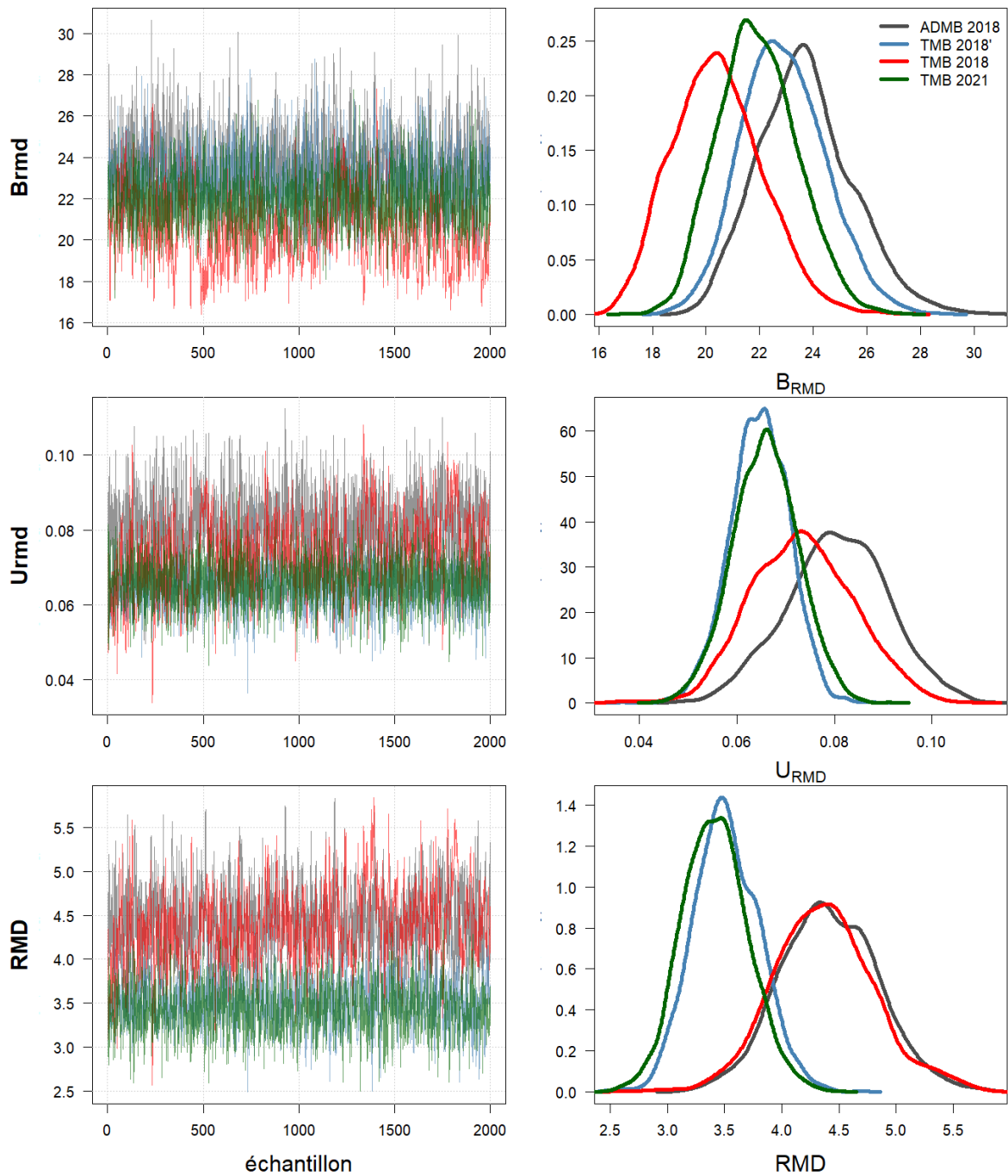


Figure C.6. Distributions a posteriori fondées sur le RMD montrant les chaînes (à gauche) et les densités (à droite) du rendement maximal durable (RMD , en haut), le taux d'exploitation optimal des poissons de taille réglementaire (U_{RMD} , au milieu) et la biomasse optimale produisant un rendement maximal durable (B_{RMD} , en bas) selon les quatre modèles opérationnels pour les analyses de transition et de rapprochement.

APPENDIX D. DIAGNOSTICS DU MODÈLE OPÉRATIONNEL

Le modèle opérationnel de la morue charbonnière est évalué en fonction de la qualité de l'ajustement, de la sensibilité aux hypothèses et de la stabilité, car les données sont supprimées dans une analyse rétrospective.

D.1. MÉTHODES

D.1.1. Qualité de l'ajustement

Nous évaluons le MO-MCH pour la qualité de son ajustement aux dernières données. Elle se reflète principalement dans les caractéristiques des chaînes a posteriori, y compris l'autocorrélation au sein des chaînes, la corrélation entre les principaux paramètres, les facteurs potentiels de réduction d'échelle (c.-à-d. les valeurs \hat{R} inférieures à 1,01) et la taille effective de l'échantillon (au moins 100 par chaîne).

D.1.2. Analyses de sensibilité

Nous avons évalué le TMB 2021 pour ce qui est de la sensibilité aux pondérations de vraisemblance pour certaines données, les distributions a priori des paramètres, la précision du modèle des remises à l'eau et les hypothèses de mortalité, ainsi que la dernière année de recrutement modélisé. Pour chaque ensemble de tests de sensibilité, nous avons produit un tableau des estimations de la densité de probabilité maximale pour les principaux paramètres et les variables établies, ainsi que des graphiques des ajustements de modèle pour les cas sélectionnés.

Nous avons modifié la dernière année pour les écarts de recrutement estimés de 2015 à 2019 afin de mettre à l'essai l'incidence de ce choix sur les principaux paramètres et les points de référence. Pour ces analyses de sensibilité, l'écart type de l'observation des remises à l'eau a été estimé conditionnellement aux résidus, plutôt que fixé comme dans le tableau 1, afin d'améliorer la convergence du modèle.

Les sensibilités du modèle aux hypothèses du modèle des remises à l'eau ont été testées de deux façons. Premièrement, le taux présumé de mortalité par rejet a été ajusté par des multiples scalaires de 0,25, 0,5 et 1,5 fois les valeurs de référence du tableau 1.

Deuxièmement, les erreurs types du modèle d'observation des remises à l'eau pour toutes les flottes ont été établies à 0,05, 0,1, 0,15 et à leurs estimations du maximum de vraisemblance conditionnelles propres à la flotte.

Les pondérations de la composition selon l'âge pour la pêche au piège (0,1, 0,25, 0,5 et 1,0) ont également été mises à l'essai pour déterminer leur influence relative sur les estimations du modèle puisque cette série est la plus longue disponible.

Le contenu de l'information sur les distributions a priori pour les taux de mortalité naturelle, la variance a priori du taux de variation de la relation stock-recrutement et la sélectivité de la flotte ont tous été modifiés au moyen de leurs écarts types a priori correspondants, ce qui les a rendus plus ou moins informatifs. L'a priori erroné sur l'ampleur de la biomasse non exploitée a été ajusté pour mettre à l'essai des valeurs moins restrictives, et enfin, la moyenne a priori de la mortalité naturelle a été modifiée pour mettre à l'essai les différences d'ampleur.

D.2. RÉSULTATS

D.2.1. Convergence et qualité de l'ajustement

Les diagnostics bayésiens standard des chaînes a posteriori indiquent que les chaînes ont convergé (figure D - 1) avec des facteurs de réduction d'échelle pour tous les paramètres \hat{R} inférieurs à 1,01 (c.-à-d. que les écarts types a posteriori dans chaque chaîne sont à moins de 1 % les uns des autres entre les chaînes), à l'exception d'un paramètre variable dans le temps q , qui avait $\hat{R} = 1,05$, mais ces paramètres devraient être très incertains dans tous les cas. De plus, la taille efficace de l'échantillon de tous les paramètres est bien supérieure à 400 (c.-à-d. 100 échantillons efficaces par chaîne) [Betancourt et Girolami 2015]. Bien que certains paramètres aient des coefficients de variation assez élevés (figure E.1, $CV(\theta)$, mesurés en tant qu'écart type a posteriori par rapport à la moyenne a posteriori), ce qui indique une incertitude plus élevée, les coefficients de variation sont élevés pour les paramètres de capturabilité variables dans le temps, qui devraient être assez incertains même à la convergence. L'autocorrélation du paramètre avec décalage 1 au sein des chaînes variait entre -0,5 et 0,5, mais la plus grande partie de la densité se situait entre -0,3 et la valeur moyenne de 0,4, comme prévu pour la méthode de Monte-Carlo hamiltonienne (Monnahan et Kristensen 2018).

D.2.2. Analyses de sensibilité

D.2.2.1. Dernier écart de recrutement

L'ajustement de la dernière année des écarts de recrutement a modifié la façon dont le modèle a tenté d'expliquer les remises à l'eau, soit en augmentant la taille globale du stock (au moyen de la biomasse non exploitée) ou en augmentant la taille des classes d'âge récentes (tableau D - 1). Le taux de variation de la relation stock-recrutement est passé de 0,827, quand 2015 était le dernier écart de recrutement, à 0,63, quand 2019 était la dernière année. De la même façon, R_0 et U_{RMD} ont chuté avec le taux de variation, ce qui a également entraîné une baisse du RMD . Ces effets sont fondés sur la trajectoire ascendante actuelle du stock, qui nécessiterait un recrutement non exploité plus élevé (productivité) pour une correspondance en l'absence d'erreurs dans le processus de recrutement. D'un autre côté, les écarts de recrutement ont eu peu d'effet sur les niveaux optimaux de la biomasse, avec la B_{RMD} à moins de 300 tonnes pour toutes les mises à l'essai.

Tableau D.1. Estimations du modèle TMB 2021 des paramètres du cycle biologique et des points de référence fondés sur le RMD dans le cadre de l'analyse de sensibilité de la dernière estimation de l'écart de recrutement. La colonne Année indique l'année de la dernière estimation de l'écart de recrutement, après quoi on utilise le recrutement prévu à partir de la courbe de recrutement du stock. Les quantités de biomasse (B_0 , B_{RMD} et RMD) sont en kilotonnes, le taux de variation de la relation stock-recrutement h ne comporte pas d'unité, et les taux de mortalité naturelle et de récolte comportent des unités yr^{-1} .

Année	B_0	R_0	h	M_m	M_f	B_{RMD}	U_{RMD}	RMD
lastRdev2015	62,55	4,999	0,827	0,061	0,105	23,11	0,089	4,807
lastRdev2016	61,31	4,822	0,815	0,060	0,104	22,84	0,087	4,642
lastRdev2017	58,07	4,131	0,720	0,054	0,098	22,78	0,072	3,893
lastRdev2018	56,64	3,825	0,672	0,052	0,094	22,82	0,065	3,542
lastRdev2019	56,16	3,707	0,657	0,051	0,093	22,82	0,063	3,425

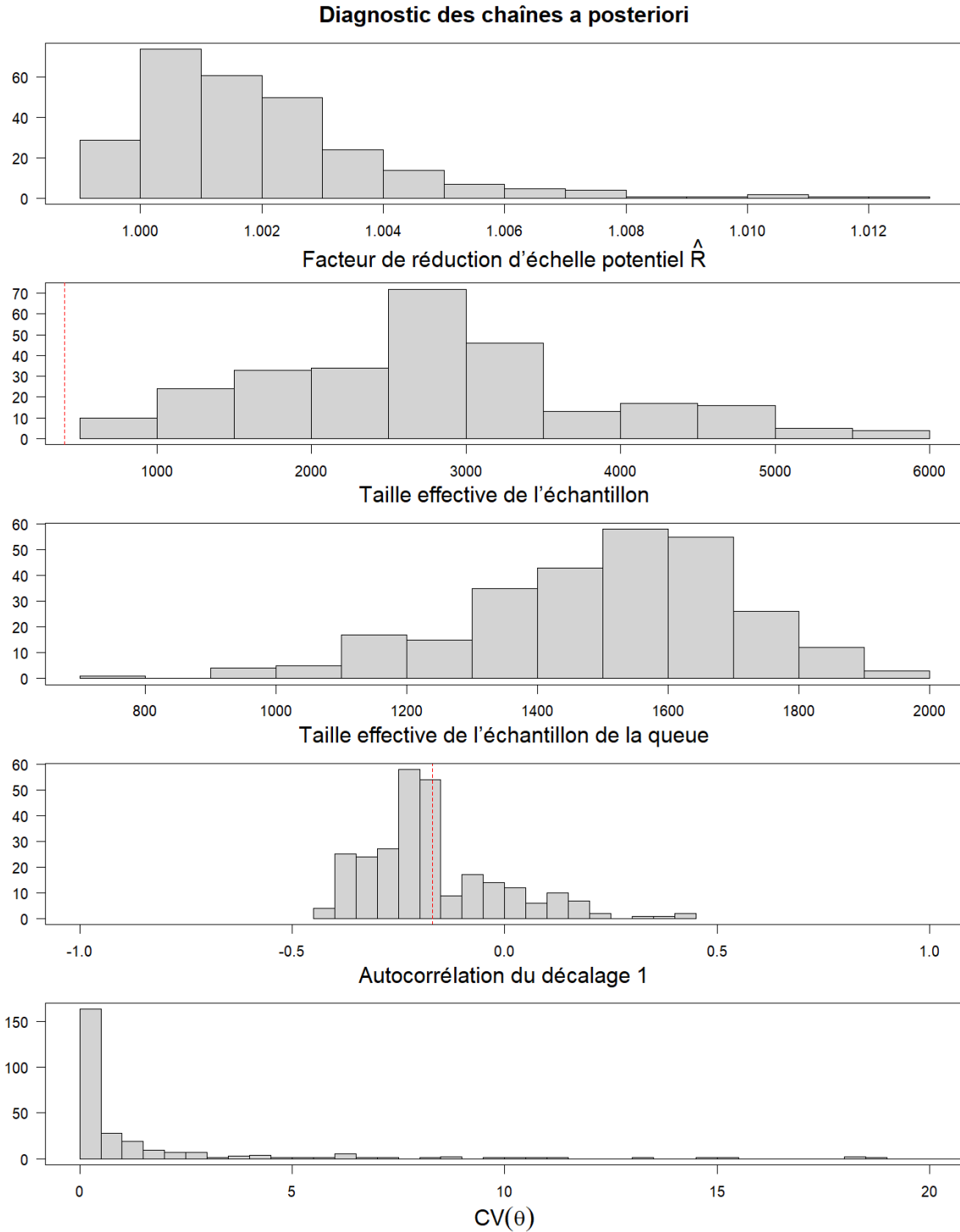


Figure D.1. Distributions des diagnostics de convergence de la méthode de Monte-Carlo hamiltonienne sur tous les paramètres estimés dans le MO-MCH. Les diagnostics indiqués sont (dans le sens horaire à partir du haut à gauche) : entre l'erreur type relative des chaînes (\hat{R}), la taille effective de l'échantillon, l'autocorrélation du décalage 1 au sein des chaînes et le coefficient de variation pour les distributions a posteriori ($CV(\theta)$). Les lignes verticales rouges montrent le seuil minimum pour la taille effective de l'échantillon, et l'autocorrélation moyenne du décalage 1 pour tous les paramètres.

D.2.2.2. Taux de mortalité des rejets et précision des remises à l'eau

Des taux de mortalité plus élevés des remises à l'eau entraînent généralement une augmentation de la biomasse non exploitée et des estimations du recrutement, ainsi qu'une diminution du RMD des poissons de taille réglementaire (tableau D - 2, quatre premières rangées). La biomasse plus élevée survient parce qu'il faudrait plus de poissons pour soutenir les prises et la tendance à la hausse de la biomasse, tandis que le RMD plus faible des poissons de taille réglementaire s'explique simplement par le fait que moins de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire survivent pour contribuer au rendement à l'équilibre.

Les coefficients de variation des données de remises à l'eau de la pêche au chalut ont eu peu d'incidence sur la plupart des paramètres, étant donné les coefficients de variation plus élevés des prises au chalut dans le MO de base utilisé pour les analyses de sensibilité. Une plus grande précision des estimations des remises à l'eau oblige à un ajustement plus serré à ces données, mais agit principalement par l'augmentation de la force des classes d'âge pour les classes d'âge à venir (non présentées) et non par l'augmentation des estimations de la biomasse et de la productivité (tableau D - 2, quatre rangées du bas).

Tableau D.2. Estimations du modèle TMB 2021 des paramètres du cycle biologique et des points de référence fondés sur le RMD dans le cadre de l'analyse de sensibilité des remises à l'eau, des taux de mortalité par rejet variables (M_r) et de la précision des observations des remises à l'eau (τ_{Rel}). Les quantités de biomasse (B_0 , B_{RMD} et RMD) sont en kilotonnes, le taux de variation de la relation stock-recrutement h ne comporte pas d'unité, et les taux de mortalité naturelle et de récolte comportent des unités yr^{-1} .

modelHyp	B_0	R_0	h	M_m	M_f	B_{RMD}	U_{RMD}	RMD
Mr0	48,13	3,068	0,668	0,048	0,091	16,75	0,113	4,344
Mr.25	50,35	3,260	0,669	0,049	0,092	18,72	0,092	4,023
Mr.5	52,50	3,451	0,670	0,050	0,093	20,29	0,080	3,810
Mr1.5	60,58	4,191	0,674	0,054	0,096	24,94	0,056	3,382
tauRel.05	55,95	3,783	0,674	0,052	0,094	22,56	0,065	3,514
tauRel.1	56,64	3,825	0,672	0,052	0,094	22,82	0,065	3,542
tauRel.15	56,85	3,823	0,667	0,052	0,094	22,94	0,065	3,531
condMLErelObs	55,88	3,690	0,647	0,051	0,093	22,75	0,063	3,418

D.2.2.3. Pondérations de la composition selon l'âge

La réduction de la pondération de vraisemblance de 1,0 à 0,1 pour les données sur la composition selon l'âge de la pêche au piège a réduit les valeurs d'équilibre à un taux d'exploitation nul (c.-à-d. B_0 et R_0) de près de 50 % et du RMD de plus de 30 % (tableau D - 3). Cela se compare à l'analyse de rapprochement des données (annexe C), où l'inclusion des données sur la composition selon l'âge de 2019 à 2021 a fait augmenter les estimations moyennes de la biomasse et de la production par rapport aux seules données sur les prises. La composition selon l'âge constitue la principale source d'information sur le moment et l'ampleur du recrutement, qui détermine les tendances récentes de l'indice du relevé aléatoire stratifié, des prises et des remises à l'eau. Comme il a été mentionné ci-dessus, le manque de capturabilité en tant que facteur arbitraire sur les remises à l'eau peut accroître la sensibilité du MO-MCH aux indicateurs du moment et de l'ampleur du recrutement.

Tableau D.3. Estimations du modèle TMB 2021 des paramètres du cycle biologique et des points de référence fondés sur le RMD dans le cadre de l'analyse de sensibilité de la dernière estimation de l'écart de recrutement. Les quantités de biomasse (B_0 , B_{RMD} et RMD) sont en kilotonnes, le taux de variation de la relation stock-recrutement h ne comporte pas d'unité, et les taux de mortalité naturelle et de récolte comportent des unités yr^{-1} .

Pondération de vraisemblance	B_0	R_0	h	M_m	M_f	B_{RMD}	U_{RMD}	RMD
0,10	32,69	2,334	0,690	0,036	0,098	14,46	0,064	2,516
0,25	39,33	2,630	0,688	0,039	0,094	16,82	0,063	2,753
0,50	46,77	3,088	0,682	0,044	0,093	19,41	0,064	3,078
1,00	56,64	3,825	0,672	0,052	0,094	22,82	0,065	3,542

D.2.2.4. Distributions a priori sélectionnées

La réduction du scalaire de pondération sur l'a priori de Jeffereys erroné (c.-à-d. non intégrable de façon finie) pour la biomasse non exploitée a augmenté la valeur de la biomasse non exploitée, passant d'environ 56 kt pour le MO-MCH (non présentée) à environ 110 kt (tableau D - 4). L'augmentation de la biomasse a été accompagnée d'une augmentation modeste de la mortalité naturelle et d'une diminution du taux de variation, ce qui a donné lieu à une légère augmentation du U_{RMD} des poissons de taille réglementaire. Ce comportement est conforme à la façon dont les modèles réagissent à des données moins informatives sur les allers simples des voyages de pêche (c.-à-d. que la biomasse ne diminue que dans l'historique du modèle), ce qui était le cas de la morue charbonnière jusqu'à tout récemment. Lorsque les données montrent un aller simple, les modèles ont de la difficulté à estimer la taille du stock et préfèrent fixer la biomasse à un niveau si élevé que la mortalité par pêche est négligeable, ce qui rend parfois les données sur la composition plus faciles à ajuster en variant la sélectivité de façon irréaliste.

L'a priori du taux de variation de la relation stock-recrutement (tableau D - 4, priorh) a des effets mineurs sur la biomasse non exploitée, le recrutement et la mortalité naturelle, mais, bien sûr, affecte davantage le taux d'exploitation optimal. Les a priori moins informatifs (c.-à-d. les valeurs β_1 β_2 plus faibles) produisent des estimations plus faibles du taux de variation de la relation stock-recrutement et des taux d'exploitation optimaux plus faibles, même si aucun n'était en dehors de la fourchette des estimations ou des valeurs préexistantes d'autres administrations.

L'augmentation de la moyenne a priori de la mortalité naturelle de 0,08 à 0,1 augmente la biomasse non exploitée et entraîne une légère diminution du taux de variation. Par conséquent, la B_{RMD} et le RMD augmentent légèrement. (tableau D - 4, priorM[.1,.01]). En même temps, l'effet de l'assouplissement des écarts types a priori à 0,1 par rapport à 0,01 était mineur.

Enfin, les a priori de sélectivité plus informatifs avaient une relation en forme de dôme avec la biomasse et une relation négative avec les estimations de la productivité (tableau D - 4, selPriorSD). Lorsque la sélectivité des écarts types a priori a été réduite de moitié, la biomasse non exploitée a diminué à environ 53 kt et les taux d'exploitation optimaux U_{RMD} ont augmenté à 0,67. Le fait de doubler les écarts types a priori (c.-à-d. en diminuant la mesure dans laquelle l'a priori est informatif) a fait augmenter la biomasse non exploitée à 56 kt, mais a diminué le U_{RMD} à 0,63, et le quadruplement de l'écart type a fait chuter la biomasse non exploitée à nouveau à environ 55 kt, et le U_{RMD} à environ 0,061. La plupart des autres paramètres du cycle biologique étaient relativement stables, tandis que h se comportait comme le U_{RMD} . La relation observée peut être liée à la difficulté d'ajuster les observations de remises à l'eau compte tenu de la faible sélectivité des poissons de taille inférieure à la taille réglementaire dans les flottes de pêche au piège et à la palangre.

Tableau D.4. Estimations du modèle TMB 2021 des paramètres du cycle biologique et des points de référence fondés sur le RMD dans le cadre de l'analyse de sensibilité des a priori sélectionnés. Les quantités de biomasse (B_0 , B_{RMD} et RMD) sont en kilotonnes, le taux de variation de la relation stock-recrutement h ne comporte pas d'unité, et les taux de mortalité naturelle et de récolte comportent des unités yr^{-1} .

Sensibilité	B_0	R_0	h	M_m	M_f	B_{RMD}	U_{RMD}	RMD
jeffWtB0 1	105,78	7,991	0,651	0,072	0,102	40,90	0,070	6,216
jeffWtB0 10	94,69	7,050	0,652	0,069	0,101	36,81	0,069	5,604
jeffWtB0 50	71,45	5,061	0,660	0,060	0,097	28,24	0,067	4,336
priorM (0,08,1)	56,62	3,822	0,672	0,052	0,094	22,82	0,065	3,540
priorM (0,1,01)	60,87	4,275	0,665	0,055	0,097	24,37	0,067	3,822
priorh (20,10)	56,61	3,821	0,679	0,052	0,094	22,73	0,066	3,562
priorh (30,30)	57,45	3,922	0,525	0,053	0,095	24,89	0,049	3,032
priorh (80,40)	56,65	3,826	0,670	0,052	0,094	22,85	0,065	3,537
selPriorSD x.5	53,76	3,765	0,672	0,051	0,097	21,93	0,067	3,522
selPriorSD x2	56,67	3,706	0,675	0,051	0,092	22,82	0,063	3,431
selPriorSD x4	55,77	3,540	0,680	0,050	0,091	22,50	0,061	3,282

APPENDIX E. MODÈLE DE PRODUCTION ÉTAT-ESPACE POUR LA MORUE CHARBONNIÈRE

Le modèle de production espace-état (MPEE) utilisé pour la composante d'évaluation annuelle du stock de la procédure de gestion de la morue charbonnière de la Colombie-Britannique est un modèle de production excédentaire de Schaefer. La notation et les équations sont répertoriées dans les tableaux E - 1 et E - 2, respectivement. Le modèle de production permet d'établir des inférences à propos des paramètres de gestion à partir des observations des séries chronologiques des prises totales au débarquement et de toute combinaison des CPUE de la pêche au piège, des CPUE du relevé normalisé et des CPUE du relevé aléatoire stratifié. L'évaluation ne tient pas compte des rejets de poissons de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire, même si les deux processus existent dans le cadre du modèle opérationnel.

Les modèles de production combinent les effets du recrutement, de la croissance et de la mortalité naturelle en une seule fonction de production pour prévoir la biomasse au cours de chaque année B_{t+1} en fonction de quatre composantes : i) le stock prévu présent au cours de l'année précédente B_t , ii) une fonction de production moyenne $f(B_t)$ qui dépend de la biomasse, iii) les prises totales au débarquement C_t et (iv) un écart aléatoire ω_t par rapport à la relation de production moyenne (Punt 2003). Ces composantes peuvent figurer dans un modèle de production de la forme suivante :

$$B_{t+1} = (B_t + rB_t(1 - B_t/B_0) - C_t)e^{\omega_t},$$

où B_t et C_t (en kilotonnes) représentent la biomasse du stock au début de l'année t et les prises en unités de biomasse pendant l'année t , respectivement, et r et B_0 sont les paramètres du taux de croissance et de la capacité de charge logistiques habituels (biomasse non exploitée), respectivement. On a présumé que les prises étaient prélevées instantanément et après la production. On a également présumé que le terme d'anomalie aléatoire de la production ω_t est indépendant de la biomasse du stock, et pourrait représenter, par exemple, le résultat net de i) l'immigration de morues charbonnières en Colombie-Britannique à partir de l'Alaska et de la côte ouest inférieure des États-Unis, ii) l'émigration à l'extérieur du stock qui est présent en Colombie-Britannique à tout moment ou iii) les écarts aléatoires par rapport à la relation de production moyenne en Colombie-Britannique. Nous avons présumé que les écarts de production, quelle que soit leur origine, sont indépendants et distribués de façon identique (tableau E - 2).

La formule de Schaefer suppose que la production de poissons est une fonction en forme de dôme symétrique de la biomasse du stock existant, de sorte que $U_{RMD} = r/2$ et $RMD = rB_0/4$ définissent le taux d'exploitation optimal et le rendement maximal durable, respectivement. Le niveau de la biomasse au rendement maximal durable correspond à $B_{RMD} = B_0/2$. On peut utiliser ces quantités dans le cadre de stratégies de gestion « adaptatives passives » qui tentent d'orienter l'exploitation par la pêche vers des niveaux optimaux théoriques (voir Walters 1986) pour une description complète des politiques de récolte adaptatives). Nous avons paramétré de nouveau l'équation (E.1) de sorte que deux paramètres de gestion U_{RMD} et RMD sont estimés directement. Le modèle de production qui en résulte s'exprime par l'équation (SP.4) dans le tableau E - 2.

Les trois mêmes indices d'abondance relative pour le modèle opérationnel (piège, CPUE, relevé normalisé et relevé aléatoire stratifié) sont utilisés pour estimer les paramètres du modèle de production au moyen d'un modèle d'observation log-normal de la forme.

$$I_{g,t} = q_g B_t e^{\zeta_{g,t}},$$

où q_g est un coefficient de capturabilité constant et $\zeta_{g,t}$ est une erreur d'observation aléatoire distribuée de façon normale au cours de l'année t pour l'indice $g = 1,4,5$.

E.1. FONCTION DE VRAISEMBLANCE

Différentes hypothèses concernant la façon d'attribuer des écarts aléatoires relatifs aux données à la dynamique du stock (ω_t) ou aux observations de l'indice ($\zeta_{g,t}$) génèrent différents estimateurs du modèle de production. L'attribution de l'erreur totale du modèle aux observations mène à un estimateur de l'« erreur d'observation » dans lequel on suppose que la dynamique du stock est non aléatoire et exactement égale à celle prédite par l'équation (E.1) avec $\omega_t = 0$ pour tous les pas de temps t . Par conséquent, les modèles d'erreur d'observation ne tiennent pas compte des changements interannuels de la biomasse du stock qui peuvent se produire par des processus non modélisés comme la mortalité naturelle, l'immigration, l'émigration ou les influences environnementales sur la production. D'autre part, si l'on attribue toute l'erreur aléatoire à la dynamique du stock sous-jacente en établissant $\zeta_{g,t} = 0$ dans le modèle des observations (équation PE.5) pour toutes les valeurs de t et de g , cela mène à un estimateur de l'« erreur de processus » par lequel les observations sont présumées exactes, c.-à-d. $I_{g,t} = q_g B_t$, en supposant que les fluctuations interannuelles dans les données indiquent des changements dans la biomasse réelle du stock. Pour l'estimateur de l'erreur de processus, la variance σ^2 et les termes distincts ω_t doivent être estimés comme paramètres libres dans le modèle d'évaluation du stock.

Il est important d'intégrer l'incertitude dans les observations et la dynamique sous-jacente de la population. Par conséquent, nous utilisons un estimateur des erreurs dans les variables pour définir la variance de l'erreur totale.

$$\kappa^2 = \tau^2 + \sigma^2.$$

Si l'on suppose que la proportion d'erreurs d'observation $\rho = \tau^2 / (\tau^2 + \sigma^2)$ est connue, les composantes particulières de la variance peuvent alors être exprimées comme $\tau^2 = \rho \kappa^2$ et $\sigma^2 = (1 - \rho) \kappa^2$ pour les erreurs d'observation et de processus, respectivement. Pour la conception d'une procédure de gestion de la morue charbonnière fondée sur le MPEE, la variable ρ est considérée agir comme un paramètre de contrôle ou de réglage dans la procédure d'estimation. Tandis que ρ s'approche de zéro, l'accent mis sur l'erreur de processus tendra à permettre des changements aléatoires relativement importants de la biomasse du stock estimée d'une année à l'autre, pourvu, bien sûr, que des indices d'abondance possiblement multiples suggèrent la même direction et la même ampleur du changement. À l'inverse, les valeurs de ρ qui s'approchent de 1 feront changer la biomasse du modèle de façon déterministe en réponse aux changements concernant l'incidence des pêches, c'est-à-dire que le stock augmentera seulement si les prises sont inférieures à la production excédentaire déterministe. L'expérience acquise durant la simulation des évaluations du modèle de production donne à penser que les valeurs élevées de ρ affichent un rendement adéquat pour les espèces à plus longue durée de vie comme la morue charbonnière, donc nous fixons $\rho = 0,95$ (Cox et Kronlund 2009). La fonction de vraisemblance logarithmique négative qui en résulte est donnée par (PE.9).

E.2. DISTRIBUTIONS A PRIORI

Nous avons utilisé des distributions a priori informatives sur U_{RMD} et RMD pour contrôler le comportement du modèle de production dans des simulations en boucle fermée. Les a priori étaient tous deux basés sur la distribution normale avec les moyennes μ_U et μ_{RMD} , et les écarts types σ_U et σ_{RMD} , respectivement (PE.10), avec les moyennes a priori et les valeurs d'écart type

trouvées par le réglage dans les cycles d'ESG précédents. La spécification des distributions a priori informatives pour la composante du modèle d'évaluation des procédures de gestion ressemble à l'approche adoptée dans le cadre de l'algorithme des limites des prises de la Commission baleinière internationale (Cooke 1999).

Tableau E.1. Notation pour le modèle de production excédentaire état-espace utilisé pour les évaluations annuelles du stock de morue charbonnière.

Symbole	Valeur	Description
T		Année pendant laquelle l'évaluation du stock a été réalisée
t	$1, 2, \dots, T$	Pas de temps dans le modèle de PE
g	$1, 2, 3$	Indice de relevé pour (1) pièges comm. (2) relevé normalisé et (3) relevé aléatoire stratifié
C_t		Débarquements totaux pour l'année t (unités de biomasse)
$I_{g,t}$		Observation de l'indice de la biomasse pour l'engin g au cours de l'année t
RMD		Rendement maximal durable
U_{RMD}		Taux d'exploitation optimal
q_g		Coefficient de capturabilité pour l'indice de la biomasse g
κ^2		Variance d'erreurs totale
ρ		Proportion d'erreurs d'observation de la variance totale (présumée à 0,95)
B_t		Biomasse du modèle au début de l'année t
B_{RMD}		Biomasse qui produit RMD
$N(\mu_{RMD} \sigma_{RMD})$		Distribution a priori normale sur RMD
$N(\mu_{U_{RMD}} \sigma_{U_{RMD}})$		Distribution a priori normale sur U_{RMD}
$\zeta_{gt} \sim N(0 \rho\kappa^2)$		Erreur d'observation au cours de l'année t pour l'indice g
$\omega_t \sim N(0 (1 - \rho)\kappa^2)$		Erreur de processus au cours de l'année t

Tableau E.2. Modèle de production excédentaire état-espace avec erreurs dans les variables utilisé pour les évaluations annuelles du stock dans les simulations des procédures de gestion de la morue charbonnière. La fonction $1(X)$ est la fonction indicatrice qui prend la valeur 1 lorsque X est vrai et la valeur 0 lorsque X est faux.

No.	Équation
(PE.1)	$\theta = (\log U_{RMD}, \log RMD \{\omega_t\}_{t=1}^{T-1})$
(PE.2)	$B_{RMD} = RMD / U_{RMD}$
(PE.3)	$B_1 = 2B_{RMD}$
(PE.4)	$B_{t+1} = \begin{cases} \left(B_t + 2U_{RMD}B_t \left(1 - \frac{B_t}{2B_{RMD}} \right) - C_t \right) e^{\omega_t} & 1 \leq t \leq T-1, \\ B_t + 2U_{RMD}B_t \left(1 - \frac{B_t}{2B_{RMD}} \right) - C_t & t = T \end{cases}$
(PE.5)	$\zeta_{g,t} = \log \frac{I_{g,t}}{B_t}$
(PE.6)	$n_g = \sum_t 1(I_{g,t} > 0)$
(PE.7)	$\widehat{\log q_g} = \frac{1}{n_g} \sum_t 1(I_{g,t} > 0) \zeta_{g,t}$
(PE.8)	$\hat{\kappa}^2 = \frac{1}{\sum_g n_g + T - 1} \left(\frac{1}{\rho} \sum_g \sum_t 1(I_{g,t} > 0) (\zeta_{g,t} - \widehat{\log q_g})^2 + \frac{1}{1 - \rho} \sum_{t=1}^{T-1} \omega_t^2 \right)$
(PE.9)	$l(\vec{I}_{g,t} \theta) = \frac{\sum_g n_g + T - 1}{2} (\log \hat{\kappa}^2)$
(PE.10)	$G(\theta \vec{I}_{g,t}) \propto l(\vec{I}_{g,t} \theta) + \frac{(RMD - \mu_{RMD})^2}{2\sigma_{RMD}^2} + \frac{(U_{RMD} - \mu_{U_{RMD}})^2}{2\sigma_{U_{RMD}}^2}$

APPENDIX F. PRISE EN COMPTE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

En vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* révisée du Canada, les mesures de gestion pour tous les stocks prescrits doivent tenir compte des conditions biologiques et environnementales qui les affectent. Dans la présente annexe, nous examinons des études publiées précédemment pour déterminer les liens mécanistes connus ou présumés entre les processus de la population de morue charbonnière (p. ex. la dynamique du recrutement et de la croissance) et les conditions environnementales. Nous présentons ensuite des études fondées sur des données sur les liens possibles entre les caractéristiques de la population de morue charbonnière en Colombie-Britannique et un sous-ensemble des variables environnementales possibles recensées lors de cette revue de la littérature. Ces analyses constituent une première étape dans la détermination des conditions écosystémiques qui influent sur le stock de morue charbonnière en Colombie-Britannique et peuvent servir à formuler des recommandations sur les orientations futures de la recherche et à évaluer l'utilité d'intégrer des hypothèses qui tiennent compte des changements provoqués par l'environnement dans le processus d'ESG de la morue charbonnière. Les relations entre la force de recrutement de la morue charbonnière et les variables environnementales ont déjà été prises en compte en 2000 (King *et al.* 2000), donc les analyses exploratoires présentées ici mettent à jour ce travail passé avec 21 années supplémentaires de données.

F.1. RÉSUMÉ DES RECHERCHES PRÉCÉDENTES

F.1.1. Facteurs environnementaux du recrutement de la morue charbonnière

En Colombie-Britannique et en Alaska, le recrutement de la morue charbonnière a été lié positivement à l'intensité du système de basse pression des Aléoutiennes (McFarlane et Beamish 1992; King *et al.* 2000; Shotwell *et al.* 2014). La dépression des Aléoutiennes est un élément climatique dominant dans le Pacifique Nord qui favorise l'advection des eaux de surface vers les côtes. Des eaux plus froides que la moyenne dans la zone extracôtère du Pacifique Nord-Est et une augmentation de l'activité de tempête pendant les années avec des conditions intenses de dépression des Aléoutiennes entraînent des vents forts du sud qui apportent de l'air chaud et humide le long des côtes de la Colombie-Britannique et de l'Alaska. Par conséquent, les régions côtières de la Colombie-Britannique et de l'Alaska connaissent des températures plus élevées à la surface de la mer (TSM), des précipitations plus élevées, une augmentation de la plongée des eaux, une augmentation des débits d'eau douce et des proliférations printanières plus précoces et plus intenses (Francis *et al.* 1998). Le mécanisme hypothétique le plus courant de cette relation entre le recrutement de la morue charbonnière et le système de basse pression des Aléoutiennes a été l'augmentation de la productivité primaire pendant le stade larvaire et l'augmentation subséquente de l'abondance des copépodes. Les nauplii de copépodes sont une source de nourriture essentielle pour les larves de morue charbonnière, et on peut s'attendre à ce que leur abondance accrue augmente les taux de croissance et de survie à cette étape cruciale du cycle de vie des morues (McFarlane et Beamish 1992; Sigler *et al.* 2001).

La recherche dans le système du Courant de Californie soutient également la tendance générale de forçage climatique à grande échelle menant à des changements régionaux dans le transport océanique le long de la côte et à travers le plateau continental qui ont une incidence sur le recrutement de la morue charbonnière par l'augmentation de la disponibilité et de la qualité des aliments (Schirripa et Colbert 2006). Cependant, les facteurs d'échelle régionaux qui déterminent le recrutement de la morue charbonnière, ainsi que la direction de l'effet, ne sont pas nécessairement les mêmes que ceux observés en Alaska et en Colombie-Britannique. Par exemple, dans le Courant de Californie, les températures plus froides de la surface de la mer et

les remontées d'eau élevées au cours des stades larvaires ont été avantageuses pour le recrutement de la morue charbonnière (Schirripa et Colbert 2006; Tolimieri *et al.* 2018), alors qu'en Alaska et en Colombie-Britannique, le réchauffement de la TSM côtière et la plongée des eaux ont été avantageux (King *et al.* 2000; Shotwell *et al.* 2014). Ces différences ne sont pas surprenantes compte tenu des différents systèmes actuels qui dominent les environnements régionaux.

Dans les sous-sections suivantes, nous fournissons des descriptions plus détaillées des recherches passées par région le long de la côte du Pacifique.

Colombie-Britannique

Les premières recherches au sujet des influences climatiques sur le recrutement de la morue charbonnière en Colombie-Britannique ont porté sur l'importance de la production de copépodes et des conditions océaniques liées au système de basse pression des Aléoutiennes (McFarlane et Beamish 1992; King *et al.* 2000). Ces études ont utilisé des indices de l'abondance relative des classes d'âge pour représenter la force de recrutement. McFarlane et Beamish (1992) ont utilisé des données normalisées sur la composition selon l'âge des prises commerciales de 1980 à 1989 pour reconstituer un indice de classe d'âge de 1960 à 1982, tandis que King et ses collaborateurs (2000) ont combiné plusieurs sources de données à l'aide d'une méthode de moyenne pondérée, y compris les mêmes données sur la composition selon l'âge des prises commerciales que McFarlane et Beamish (1992), les données sur la composition selon l'âge provenant d'un relevé de recherche à l'échelle de la côte (1977 à 1995) et les données sur la composition selon la longueur provenant du relevé au chalut du détroit d'Hécate (8 ans entre 1984 et 1997). Pendant certaines années, des ajustements ont été apportés au facteur de pondération annuel à l'aide de renseignements supplémentaires provenant des relevés des larves et des taux de rejet de la morue charbonnière.

McFarlane et Beamish (1992) ont montré que le contenu stomacal des larves de morue charbonnière était principalement composé de nauplii de copépodes. Des corrélations positives entre la série chronologique de l'abondance des copépodes et un indice de la force de la dépression des Aléoutiennes signifiaient que les deux variables étaient liées à l'abondance de la classe d'âge de la morue charbonnière, les classes d'âge plus fortes se produisant pendant les années de dépression des Aléoutiennes plus intensives et d'abondance de copépodes plus élevées. Les travaux ultérieurs de King et de ses collaborateurs (2000) ont permis de constater que les périodes de forte abondance de la classe d'âge étaient associées à une augmentation des vents du sud-ouest et à des températures chaudes de la surface de la mer au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, en plus de l'intensification des dépressions des Aléoutiennes.

Alaska

Le recrutement de la morue charbonnière dans le golfe de l'Alaska a également été fortement lié à l'intensité de la dépression des Aléoutiennes, avec un recrutement plus élevé au cours des années où elles étaient fortes (Shotwell *et al.* 2014). Des recherches récentes en Alaska ont porté sur l'identification des mécanismes qui régissent cette relation.

Shotwell et ses collaborateurs (2014) ont émis l'hypothèse que, lors des années où les dépressions des Aléoutiennes étaient fortes, la répartition de la morue charbonnière pendant la migration vers le rivage se chevauchait avec le transport des eaux à productivité élevée et l'abondance élevée du zooplancton, qui à leur tour ont augmenté la croissance et la survie de la morue charbonnière juvénile. On a par ailleurs émis l'hypothèse que l'augmentation de l'activité des tourbillons et de la circulation pendant les dépressions des Aléoutiennes a facilité le transport des larves à partir des frayères périphériques, augmentant ainsi le recrutement total dans la population du golfe pendant ces années. D'autres données empiriques appuyant

l'importance des sources de nourriture des larves de morue charbonnière ont été fournies par Yasumiishi et ses collaborateurs (2015). Ils ont constaté que les indices de la production primaire d'août (concentration de chlorophylle *a*) et de l'abondance de saumons roses juvéniles (*Oncorhynchus gorbuscha*; utilisé comme indice de l'habitat de croissance près du rivage) au stade de l'âge 0 avaient une influence positive sur le recrutement de la morue charbonnière à l'âge 2.

Coffin et Mueter (2016) ont examiné les relations entre le recrutement, les indices à l'échelle du bassin liés aux conditions océaniques (p. ex. l'oscillation décennale du Pacifique) et les indices régionaux à plus petite échelle qui semblaient avoir une incidence sur l'advection côtière de la morue charbonnière d'âge 0 (p. ex. des vents favorables à la plongée des eaux et aux débits d'eau douce). Bien qu'ils n'aient pas été en mesure de trouver des liens significatifs entre leurs indices régionaux fondés sur la répartition à l'âge 0 et le recrutement de la morue charbonnière, des analyses exploratoires subséquentes ont montré des liens importants entre le recrutement et les indices environnementaux régionaux observés dans l'est du golfe de l'Alaska lorsque la morue charbonnière était à l'âge 1 (des vents favorables à la remontée d'eau en juillet et des débits d'eau douce).

Gibson et ses collaborateurs (2019) ont exploré davantage l'hypothèse selon laquelle la variabilité du recrutement dans le golfe de l'Alaska était principalement influencée par le transport advectif des larves juvéniles des frayères au large des côtes vers les aires de croissance côtières par l'élaboration d'un modèle biophysique distinct des premières étapes du cycle de vie de la morue charbonnière. Aucune variable environnementale n'avait une forte corrélation avec le recrutement. Plutôt, le recrutement de la morue charbonnière s'expliquait mieux par une combinaison d'indices, y compris la connectivité annuelle entre les aires de fraie des adultes et les aires de croissance des juvéniles, la production primaire printanière au large, la production primaire estivale côtière et le débit à travers le plateau continental dans le centre-ouest du golfe. Les auteurs ont conclu que le recrutement de la morue charbonnière dépend de divers facteurs, y compris le transport réussi entre les frayères et les aires de croissance et des sources de nourriture adéquates.

Ensemble, les résultats de ces études montrent que les mécanismes reliant les grands modèles océaniques au recrutement de la morue charbonnière sont complexes et qu'ils fonctionnent probablement à de multiples étapes du cycle de vie. Bien qu'il y ait des éléments de preuve indiquant qu'il peut s'agir d'une combinaison de disponibilité de la nourriture et d'advection larvaire favorable (Gibson *et al.* 2019), l'hypothèse d'une augmentation de la disponibilité de la nourriture a été le plus souvent soutenue par Yasumiishi et ses collaborateurs (2015).

Côte ouest des États-Unis

Le recrutement de morue charbonnière le long de la côte ouest des États-Unis (Washington, Oregon et Californie) a été lié aux conditions océanographiques dans le système du Courant de Californie (Schirripa et Colbert 2006; Tolimieri *et al.* 2018). Le système du Courant de Californie prend naissance aux alentours du sud de l'île de Vancouver, où le courant du Pacifique Nord qui se dirige vers l'est bifurque pour aller vers le nord (vers l'Alaska) et vers le sud (vers Washington). De là, le Courant de Californie coule vers le sud le long de la côte, apportant de l'eau froide de la limite de la Colombie-Britannique à la Californie. À l'instar de l'Alaska et de la Colombie-Britannique, on pense que le forçage océanographique à grande échelle entraîne des changements à l'échelle régionale dans les variables environnementales qui ont une incidence sur le recrutement de la morue charbonnière, principalement par des changements des sources de nourriture des larves de morue charbonnière.

Des relations significatives ont été établies entre le recrutement de la morue charbonnière, le niveau de la mer (un indicateur de transport horizontal indépendant de la profondeur) et le

transport d'Ekman à divers moments et dans diverses directions au cours d'une année (Schirripa et Colbert 2006). Ces derniers (2006) ont constaté que deux indices du transport d'Ekman et du niveau de la mer pouvaient expliquer jusqu'à 70 % de la variation des écarts de recrutement modélisés. Ils ont émis l'hypothèse que ces variables influent sur la structure de la communauté zooplanctonique pour l'alimentation des larves, le recrutement étant plus élevé au cours des années avec une abondance plus élevée d'espèces de copépodes du nord. On croit que ces conditions surviennent au cours des années où la température est plus froide que la moyenne, où les remontées d'eau sont élevées et où les courants vers le sud sont plus forts.

Dans une autre étude, Tolimieri et ses collaborateurs (2018) ont élaboré un modèle du cycle biologique en sept étapes pour la morue charbonnière dans la partie nord du Courant de Californie afin d'explorer l'influence de variables océanographiques et biologiques propres à une étape sur le recrutement de la morue charbonnière. Ils ont constaté que cinq variables de différentes étapes du cycle biologique expliquaient 57 % de la variation des écarts de recrutement. Les écarts de recrutement positifs sont attribuables à des températures plus froides avant la fraie, à des températures de l'eau plus chaudes au stade de l'œuf, à un meilleur transport à travers le plateau continental vers les habitats de croissance près du rivage pendant le stade de l'œuf, à un transport par une forte dérive littorale vers le nord pendant le stade du sac vitellin et à des températures froides de l'eau de surface pendant le stade larvaire. Leurs résultats soulignent que le recrutement de la morue charbonnière est probablement affecté par de multiples mécanismes agissant à différents stades du développement des œufs et des larves.

F.1.2. Effets des changements environnementaux sur l'abondance et la répartition

Des recherches récentes menées en Colombie-Britannique ont porté sur l'examen de la façon dont les changements environnementaux survenus au cours de la dernière ou des deux dernières décennies ont influé sur la répartition, la biodiversité et la densité des espèces et des communautés de poissons de fond (Thompson *et al.* 2022). Ces études ont porté notamment sur la morue charbonnière, plus précisément sur la morue charbonnière suffisamment âgée pour être intégrée dans la pêche au chalut. Les changements environnementaux au cours de cette période ont été associés à des fluctuations temporelles de la biomasse de chaque espèce et de la communauté dans son ensemble; toutefois, le taux de variabilité due à l'évolution des conditions environnementales était généralement faible comparativement au rétablissement continu de la communauté de poissons démersaux à la suite de réductions récentes de l'intensité de la pêche commerciale (Thompson *et al.* 2022). Dans le cas de la morue charbonnière en particulier, la production primaire estivale moyenne et la vitesse moyenne des courants estivaux perpendiculaires au rivage et le long du rivage près du fond marin ont eu des effets positifs sur les taux de biomasse, tandis que la température moyenne estivale proche du fond, l'oxygène dissous moyen estival proche du fond et l'intensité de la pêche n'ont pas eu d'effets significatifs (Thompson *et al.* 2022). Aucun de ces facteurs n'a eu d'incidence importante sur la présence ou l'absence de morue charbonnière. English et ses collaborateurs (2022) ont constaté que la morue charbonnière présentait l'une des plus fortes augmentations des habitats propices parmi les espèces de poissons de fond en réponse à l'augmentation de la température, ce qui en fait l'une des espèces les moins susceptibles de connaître des déclin de population avec l'augmentation des températures.

Dans la mer de Béring, une évaluation récente de la variabilité climatique a classé la morue charbonnière comme étant modérément vulnérable aux changements climatiques futurs (Spencer *et al.* [2019]; NOAA 2019). La morue charbonnière la mer de Béring a été jugée la plus sensible aux prévisions d'acidification des océans, suivie par les changements de la température au fond et à la surface de la mer (NOAA 2019). Les stades larvaires pélagiques et

d'établissement à proximité du rivage étaient considérés comme les stades du cycle biologique les plus vulnérables de la morue charbonnière en raison des coûts énergétiques élevés de la croissance rapide du corps. Au moment où la morue charbonnière atteignait les stades juvéniles et adultes ultérieurs, on ne pensait pas que la disponibilité des proies avait une grande incidence sur la dynamique de la morue charbonnière, car il s'agit de poissons généralistes quant à l'alimentation qui peuvent facilement changer d'espèces proies.

F.2. ENQUETES PRELIMINAIRES POUR LA MORUE CHARBONNIERE DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE EN 2022

F.2.1. Caractérisation de la dynamique de la population de morue charbonnière

Nous caractérisons les populations de morue charbonnière de deux façons. Tout d'abord, le recrutement de morue charbonnière a été quantifié sous forme d'écarts de recrutement par rapport à une relation sous-jacente stock-recrutement de Beverton-Holt.

- **RecDevs** : Les écarts annuels de recrutement ont été tirés de l'ajustement du modèle opérationnel de base. Ces écarts représentent l'ensemble de la population de morue charbonnière à l'échelle de la côte de la Colombie-Britannique.

Nous avons ensuite utilisé un indice morphologique de l'état corporel annuel du poisson fondé sur son poids par rapport à la longueur à la fourche (c.-à-d. les résidus d'une relation longueur-poids allométrique). Les indices morphologiques de l'état corporel du poisson sont souvent utilisés pour caractériser sa santé et son état énergétique, plusieurs études établissant un lien entre les indices de l'état corporel et les conditions environnementales ainsi que les interactions entre les espèces (Boldt et Rooper 2009; Boldt *et al.* 2019; Rodgveller 2019).

- **LWDevs** : L'état corporel de la morue charbonnière est caractérisé par les résidus d'une relation longueur-poids allométrique par sexe. Les relations longueur-poids ont été calculées à l'aide des données du relevé aléatoire normalisé (RAS) au piège de la morue charbonnière recueillies entre 2003 et 2021.

F.2.2. Caractérisation des écosystèmes de la morue charbonnière

Nous avons sélectionné huit variables environnementales pour notre analyse en fonction des résultats de la revue de la littérature résumée ci-dessus. Ces variables comprennent les suivantes :

- **ALPI – Indice de basse pression des Aléoutiennes** : mesure relative de l'intensité du système de basse pression des Aléoutiennes calculée en fonction des anomalies de la zone moyenne (km²) en hiver (décembre à mars) dans le nord-est du Pacifique, dont la pression au niveau de la mer est de 1000,5 hPa ou moins.
- **offshoreProd** : indice de la productivité primaire au large des côtes (zones ayant des profondeurs au fond de 300 à 2 000 m le long de la côte de la Colombie-Britannique) au printemps. Cet indice est la somme des estimations à intervalle standard de huit jours du MODIS (Behrenfeld et Falkowski 1997) de la productivité primaire nette (mg de carbone/m²/jour*10⁻⁶) chaque année au printemps (mars à mai). Les données sont basées sur des mesures de la chlorophylle effectuées par les satellites SeaWiFS, MODIS et VIIRS. Elles ont été téléchargées à partir du site Web [Ocean Productivity de l'Université d'État de l'Oregon](#) [en anglais seulement].
- **inshoreProd** : indice de la productivité primaire sur les côtes (zones ayant des profondeurs au fond de 100 à 300 m le long de la côte de la Colombie-Britannique) en été. Cet indice est

la somme des estimations à intervalle standard de huit jours (Behrenfeld et Falkowski 1997) de la productivité primaire nette ($\text{mg de carbone}/\text{m}^2/\text{jour} \cdot 10^{-6}$) chaque année en été (juin à août). Les données sont basées sur des mesures de la chlorophylle effectuées par les satellites SeaWiFS, MODIS et VIIRS. Les données ont été téléchargées à partir du site [Web Ocean Productivity de l'Université d'État de l'Oregon](#) [en anglais seulement].

- **Copepod** : indice de l'abondance des copépodes au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir le contour rouge à la figure F - 1). Le calcul de l'indice est limité aux mois d'été (mai à septembre). Il est normalisé par le volume filtré puis agrégé par année. Cet indice est fondé sur l'échantillonnage historique du zooplancton pendant les croisières du MPO à partir de la côte ouest de l'île de Vancouver et peut être téléchargé à partir du site Web du [gouvernement ouvert](#) du gouvernement du Canada.
- **SST – Température à la surface de la mer** : indice de la température à la surface de la mer au printemps au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (figure F - 1). Cet indice est la température moyenne printanière (mars à mai) à la surface de la mer mesurée par le radiomètre perfectionné à très haute résolution (AVHRR) qui intègre des observations *in situ* pour générer une couverture de la TSM interpolée de façon optimale. Les données quotidiennes ont été téléchargées du [National Centre for Environmental Information](#) de la NOAA [en anglais seulement].
- **EkmanSpring** : Transport d'Ekman vers les côtes au printemps (mars à mai). Le transport vers les côtes est tiré de l'angle dominant du littoral et du transport d'Ekman vers le nord et l'est ($\text{m}^3/\text{s}/\text{km}$). L'indice a été téléchargé à partir des [indices de remontée d'eau de la division de la recherche environnementale](#) [en anglais seulement] de la NOAA sous forme de données à intervalles de 6 heures à 48° N , 125° O et calculé en moyenne sur des mois, des jours et des heures pour créer un indice annuel.
- **EkmanSummer** : Transport d'Ekman vers les côtes en été (juin à août). Le transport vers les côtes est tiré de l'angle dominant du littoral et du transport d'Ekman vers le nord et l'est ($\text{m}^3/\text{s}/\text{km}$). L'indice a été téléchargé à partir des [indices de remontée d'eau de la division de la recherche environnementale](#) [en anglais seulement] de la NOAA sous forme de données à intervalles de 6 heures à 48° N , 125° O et calculé en moyenne sur des mois, des jours et des heures pour créer un indice annuel.

Nous avons également inclus un indice annuel d'abondance fondé sur les CPUE du relevé aléatoire stratifié au piège annuel pour chercher des données probantes de relations dépendantes à la densité entre l'état corporel et l'abondance annuelle de la morue charbonnière.

- **CPUE** : Un indice de la biomasse annuelle de la morue charbonnière tiré du relevé aléatoire stratifié de la morue charbonnière (2003 à 2021) en unités de $\text{kg}/\text{piège}$ moyen. Il s'agit du même indice utilisé pour ajuster les modèles opérationnels (annexe B).

La figure F.2 présente une série chronologique annuelle pour chacune de ces variables.

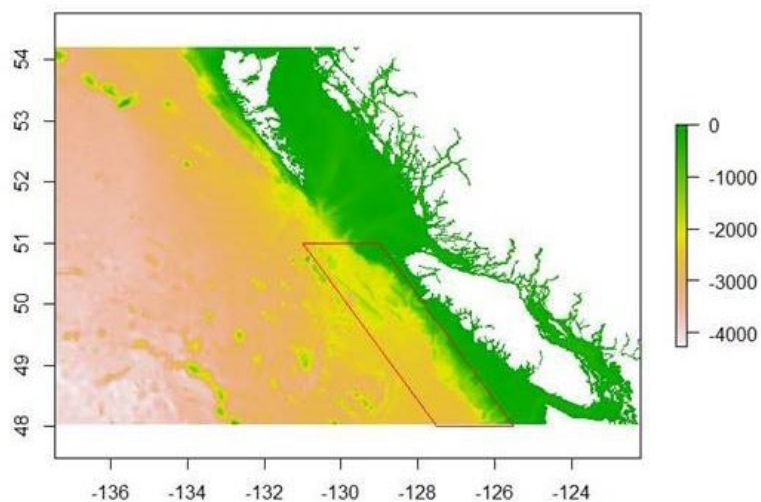


Figure F.1. Côte de la Colombie-Britannique avec la répartition spatiale utilisée pour calculer les indices de l'abondance des copépodes et de la température à la surface de la mer au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, encadrée en rouge.

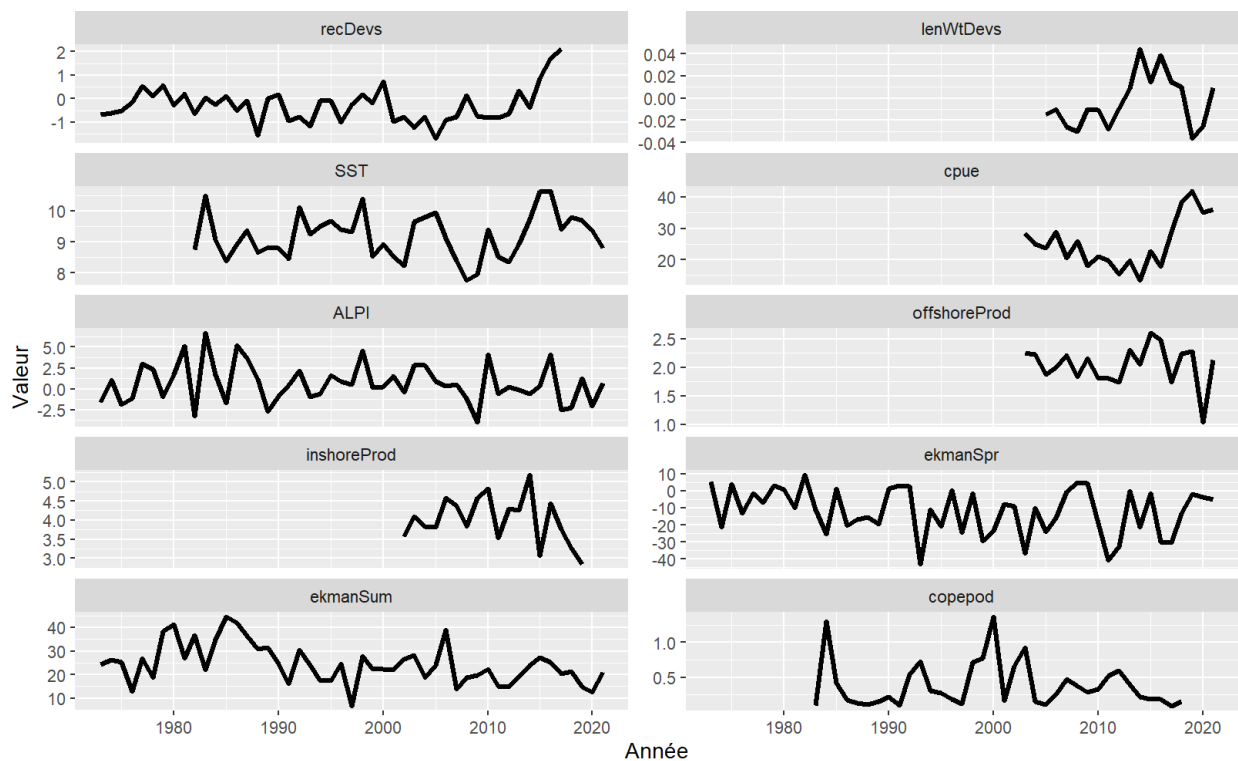


Figure F.2. Série chronologique des indices disponibles utilisés pour les analyses de corrélation, y compris les résidus de recrutement et l'indice de l'état corporel.

F.2.3. Analyses graphiques exploratoires

F.2.3.1. Force du recrutement

Nous avons calculé des matrices de corrélation entre les écarts de recrutement et les variables environnementales (figure F - 3). La corrélation la plus élevée était entre l'IBPA et la TSM printanière au large de l'île de Vancouver, qui montre une relation positive (coefficient de corrélation = 0,51). Cela appuie l'hypothèse selon laquelle les années de forte dépression des Aléoutiennes apportent de l'air chaud le long de la côte sud de la Colombie-Britannique. Bien que la TSM ait montré une faible corrélation positive avec les écarts de recrutement de la morue charbonnière (coefficient de corrélation = 0,28), il n'y avait aucun lien positif entre la TSM et la productivité primaire côtière pendant l'été ou l'abondance des copépodes. Cette tendance n'appuie pas l'hypothèse de McFarlane et de Beamish (1992) selon laquelle des dépressions intenses des Aléoutiennes et une TSM élevée sont liées à la productivité primaire et secondaire côtière le long de la côte ouest de l'île de Vancouver. McFarlane et Beamish (1992) ont constaté que les classes d'âge les plus fortes étaient observées pendant les années où les dépressions des Aléoutiennes étaient plus intenses et où les copépodes étaient plus abondants. La différence de résultats peut être attribuable à différentes approches utilisées pour quantifier la force du recrutement annuel. McFarlane et Beamish (1992) ainsi que King et ses collaborateurs (2000) ont utilisé un indice de l'abondance de la classe d'âge totale fondé principalement sur les données de composition selon l'âge ou la longueur. L'une des limites de cette approche est qu'elle repose sur l'hypothèse que la mortalité totale a été relativement constante depuis le début de la pêche, ce qui n'est pas soutenu par les reconstructions actuelles de nos modèles opérationnels des taux d'exploitation historiques. En revanche, nous avons utilisé les écarts annuels modélisés d'une courbe de recrutement des géniteurs, ce qui élimine l'influence de la taille des stocks reproducteurs sur le recrutement et tient compte des taux d'exploitation variables au fil du temps. Notre approche correspond à celle qui a été adoptée dans des études récentes en Alaska et dans les systèmes du Courant de la Californie. Pour les 24 années au cours desquelles la série de recrutement que nous avons utilisé et celle de King et de ses collaborateurs (2000) peuvent être comparées (1974 à 1997), il y a certaines périodes d'accord, mais aussi plusieurs écarts. Par exemple, King et ses collaborateurs (2000) estiment une très grande classe d'âge en 1977, tandis que notre série du recrutement montre un résidu moyen de recrutement en 1977, suivi de résidus supérieurs à la moyenne en 1978 à 1980. King et ses collaborateurs (2000) estiment également des indices élevés de recrutement en 1989-1990, tandis que nos résidus de recrutement sont inférieurs à la moyenne en 1989 et moyens en 1990.

Notre analyse de corrélation a révélé une faible relation positive entre la force du recrutement et la productivité primaire printanière au large. Dans l'ensemble, les écarts de recrutement avaient tendance à être plus élevés au cours des années où la productivité primaire au large était élevée et la TSM était chaude au printemps, ce qui correspond au moment des premiers stades larvaires. Il a été démontré que les indices de transport d'Ekman vers les côtes au printemps et en été n'avaient aucun lien avec les écarts de recrutement.

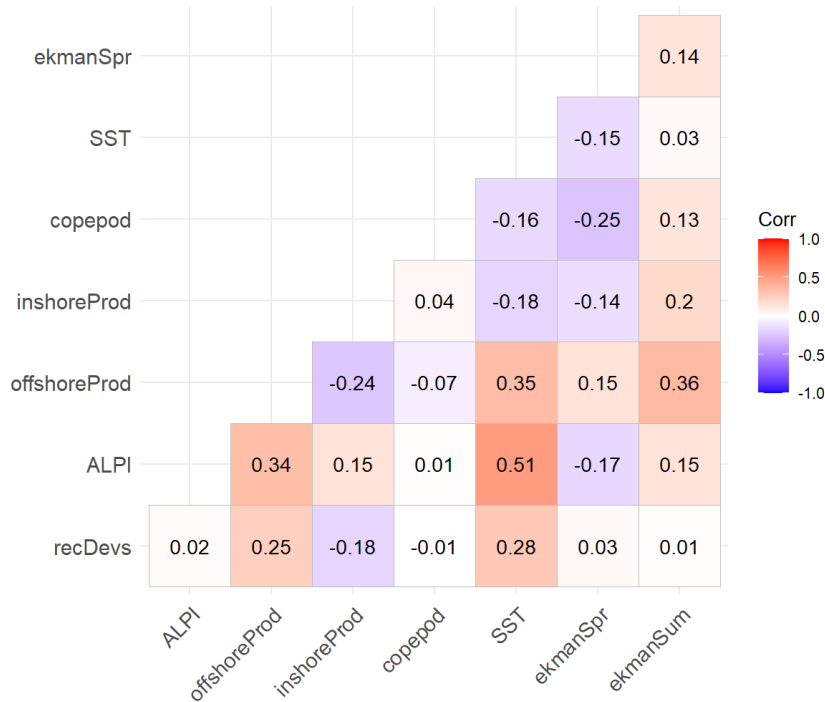


Figure F.3. Coefficients de corrélation par paires entre les écarts de recrutement et les indices environnementaux sélectionnés.

F.2.3.2. État corporel

Nous avons également calculé des matrices de corrélation entre l'indice de l'état corporel fondé sur la longueur et le poids, les variables environnementales et l'indice de la biomasse de la population totale (figure F - 4). L'état corporel présentait des corrélations modérées avec toutes les variables environnementales prises en compte. La corrélation la plus forte était entre la TSM printanière et l'état corporel, qui étaient positivement liés (coefficient de corrélation = 0,54). Les indices de la force du transport d'Ekman vers les côtes pendant les mois d'été, de la production primaire printanière au large et de la production primaire estivale côtière étaient également liés positivement à l'état corporel. En revanche, les indices du transport d'Ekman vers les côtes au printemps, l'abondance des copépodes et l'indice de CPUE du relevé étaient liés négativement à l'état corporel.

Des relations positives modérément fortes entre l'état corporel et la TSM printanière, et entre l'état corporel et les indices de productivité primaire, signifient que la morue charbonnière a tendance à avoir un poids corporel plus important en fonction de la longueur pendant les années où les eaux côtières sont chaudes et une productivité primaire élevée; cependant, les mécanismes précis par lesquels ces corrélations se produisent ne sont pas connus étant donné que la morue charbonnière adulte se nourrit principalement au large et en profondeur. De plus, la température au fond, qui a été désignée comme un important prédicteur de l'état corporel de certains stocks de poisson de fond de l'Alaska, n'a pas été prise en compte dans nos analyses (Grüss *et al.* 2020).

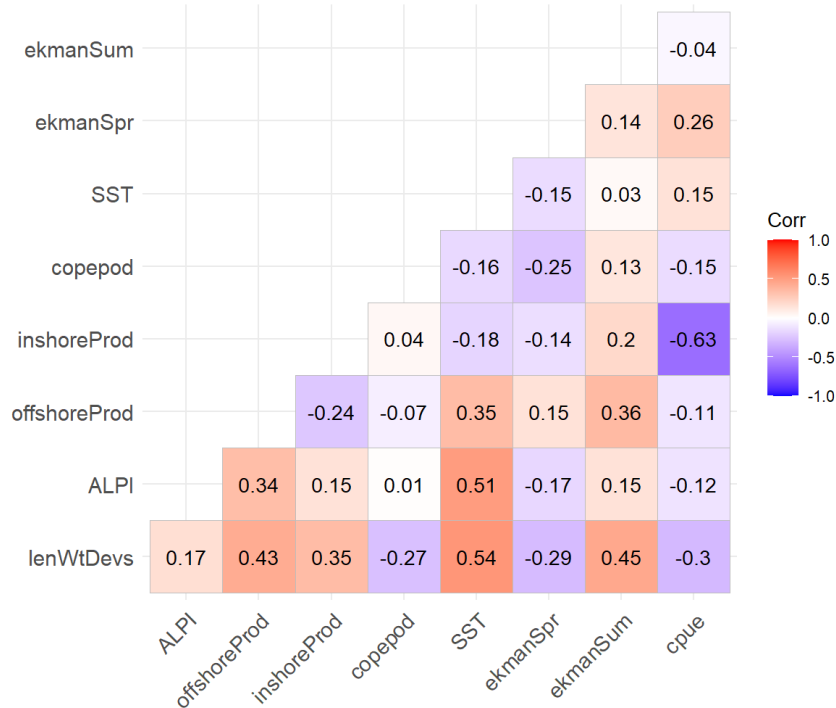


Figure F.4. Coefficients de corrélation par paires entre l'indice longueur-poids de l'état corporel (*lenWtDevs*), les indices environnementaux sélectionnés et les captures par unité d'effort annuelle (CPUE) tirés du relevé aléatoire stratifié au piège de la morue charbonnière.

La relation négative entre l'état corporel et la biomasse totale en soi pourrait être considérée comme un signe de la diminution de l'état attribuable à une concurrence accrue pour les aliments; cependant, une combinaison de corrélations positives et négatives avec de multiples variables environnementales laisse penser que plusieurs facteurs influent probablement simultanément sur la morue charbonnière. De plus, les principaux déterminants de l'état corporel sont susceptibles de changer au fil du temps et de l'espace. Par exemple, entre 2003 et 2013, l'état corporel avait peu ou pas de corrélation avec les CPUE des relevés (coefficient de corrélation = 0,11), tandis que pour les huit années entre 2014 et 2021, il y avait une forte corrélation négative (coefficient de corrélation = -0,84). Au cours de la dernière période, l'état corporel de la morue charbonnière a connu un déclin marqué et la biomasse de cette espèce a augmenté rapidement entre 2015 et 2020 (figure F - 2).

L'état corporel de la morue charbonnière en 2019 était à son plus bas niveau observé depuis le début de la série chronologique estimée en 2003. À ce moment-là, les poissons de la cohorte des naissances de 2016 auraient été âgés de trois ans et inclus dans l'ensemble de données du relevé utilisé pour calculer l'indice corporel. Au cours des deux dernières années depuis 2019, l'indice de l'état corporel s'est amélioré et était supérieur à la moyenne en 2021.

F.3. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS POUR LES TRAVAUX DE RECHERCHE A VENIR

Aucune des variables environnementales prises en compte à l'annexe F ne représentait une option particulièrement solide pour caractériser les conditions environnementales liées au recrutement de la morue charbonnière en Colombie-Britannique. Toutefois, nos analyses de corrélation simples ne visent qu'à servir d'exploration initiale des liens potentiels. Pour les futures recherches sur les facteurs environnementaux de la force du recrutement de la morue

charbonnière, on pourrait envisager d'utiliser des modèles linéaires généralisés (MLG) pour expliquer la variabilité du recrutement de la morue charbonnière en Colombie-Britannique en fonction de multiples variables environnementales opérant à diverses échelles spatio-temporelles et à diverses étapes du cycle biologique (Haltuch *et al.* 2020). Par ailleurs, l'analyse factorielle dynamique (Zuur *et al.* 2003, AFD) pourrait servir à dégager une tendance commune dans de multiples variables environnementales qui pourraient ensuite servir à prédire la variation du recrutement (Haltuch *et al.* 2019).

La seule variable environnementale montrant une faible corrélation avec la variabilité du recrutement était la TSM printanière à la sortie de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les écarts de recrutement étaient plus élevés au cours des années où la TSM était plus élevée. La TSM a atteint un sommet de la série chronologique en 2015-2016, ce qui a coïncidé avec l'épisode important de recrutement de la morue charbonnière en 2016. Depuis, la TSM a diminué pour atteindre des niveaux plus moyens; en 2020 elle était légèrement supérieure à la moyenne de 1982 à 2021 et en 2021, légèrement inférieure. Nous avons limité notre indice de la TSM à la côte ouest de l'île de Vancouver pour qu'il corresponde au travail effectué précédemment pour la morue charbonnière de la Colombie-Britannique (King *et al.* 2000). Dans les recherches à venir sur les liens entre la TSM et le recrutement de la morue charbonnière en Colombie-Britannique, on devrait envisager d'élargir l'étendue spatiale de l'indice de la TSM pour qu'elle corresponde à la répartition du stock à l'échelle de la côte.

En revanche, notre analyse d'un indice de l'état corporel pour la morue charbonnière adulte a montré une corrélation avec un large éventail de variables environnementales; cependant, la mesure dans laquelle la variation observée de l'état corporel aurait une incidence sur la dynamique de la population de morue charbonnière (p. ex. mortalité naturelle, potentiel de reproduction) est inconnue. Rodgveller (2019) a montré que la fécondité de la morue charbonnière pourrait être sensible aux changements de l'état corporel, ce qui laisse entendre que les fluctuations de l'état corporel peuvent avoir une incidence sur la productivité en affectant à la fois la production totale d'œufs et la maturation. En revanche, une évaluation des risques pour la morue charbonnière de la mer de Béring a permis de déterminer que les stades du cycle biologique des adultes sont relativement peu vulnérables aux changements climatiques (Spencer *et al.* [2019]; NOAA 2019). Dans le cadre de cette évaluation, on ne pensait pas que la disponibilité des proies avait une grande incidence sur la dynamique de la morue charbonnière, car il s'agit de poissons généralistes sur le plan de l'alimentation qui peuvent facilement changer d'espèces proies. Il a été démontré que l'état corporel des espèces de poisson de fond varie considérablement dans le temps et dans l'espace (Thorson 2015), de sorte que d'autres recherches visant à établir des liens entre l'état corporel de la morue charbonnière, les variables environnementales, et les réponses dépendantes de la densité à l'abondance de la morue charbonnière bénéficieraient d'une approche spatio-temporelle plus détaillée. Par exemple, on a utilisé des modèles linéaires mixtes généralisés spatio-temporels pour prédire l'état de plusieurs stocks de poissons de fond aux États-Unis (Thorson 2015; Grüss *et al.* 2020). Des travaux récents d'analyse factorielle dynamique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver indiquent qu'il pourrait y avoir deux principales tendances temporelles des pressions exercées par les humains et l'environnement qui ont mené à une seule tendance non linéaire expliquant les changements écosystémiques depuis 1985 (Boldt *et al.* 2021). Les recherches à venir pourraient porter sur l'intégration des tendances du recrutement de la morue charbonnière et de la dynamique de la population dans ce type de cadre.

APPENDIX G. AJUSTEMENTS ANNUELS AUX DONNÉES DE COMPOSITION

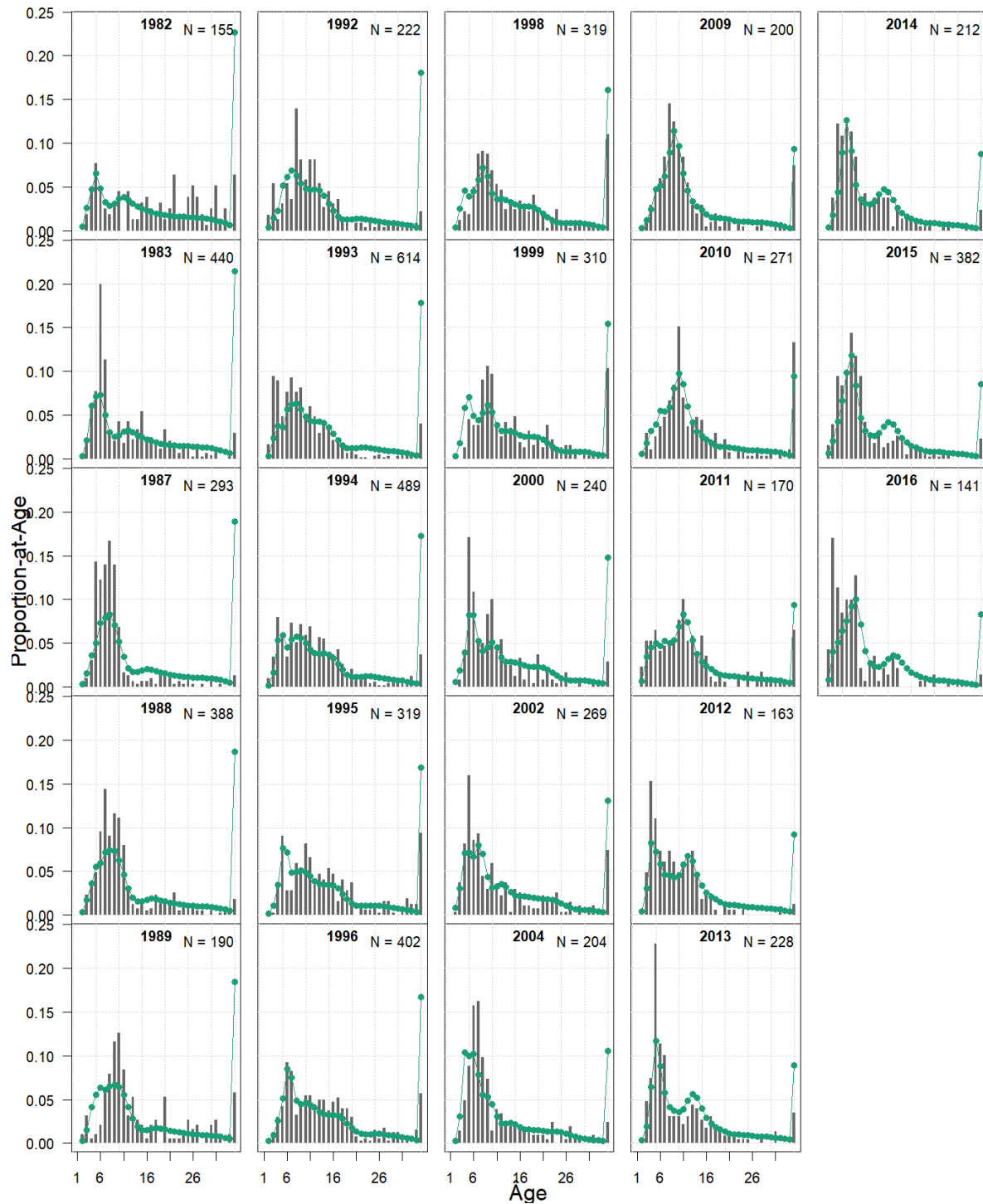


Figure G.1. Ajustements du TMB 2021 aux données sur la composition selon l'âge des mâles tirées de la pêche commerciale au piège.

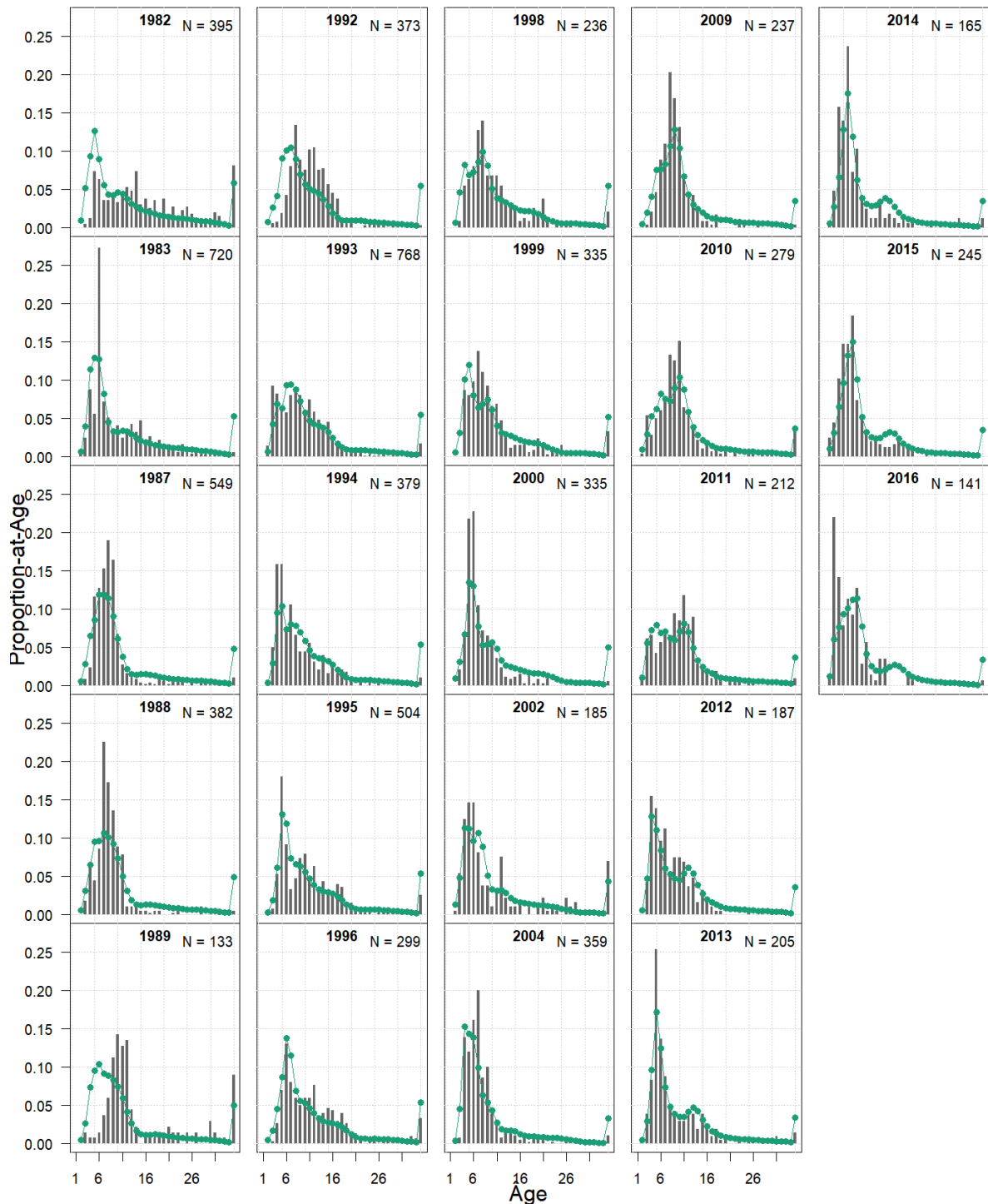


Figure G.2. Ajustements du TMB 2021 aux données sur la composition selon l'âge des femelles tirées de la pêche commerciale au piège.

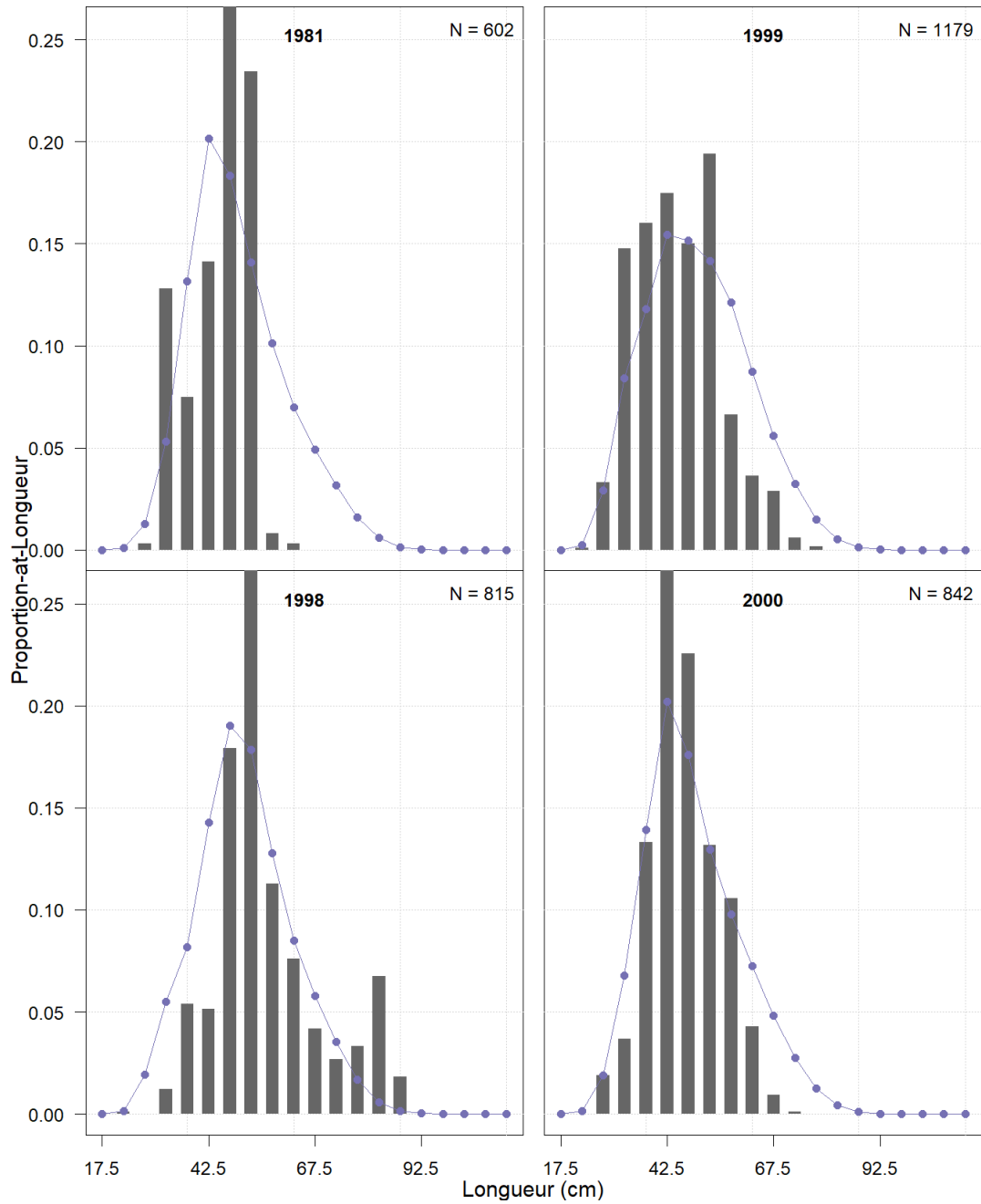


Figure G.3. Ajustements du TMB 2021 aux données sur la composition selon la longueur des mâles tirées de la pêche au chalut.

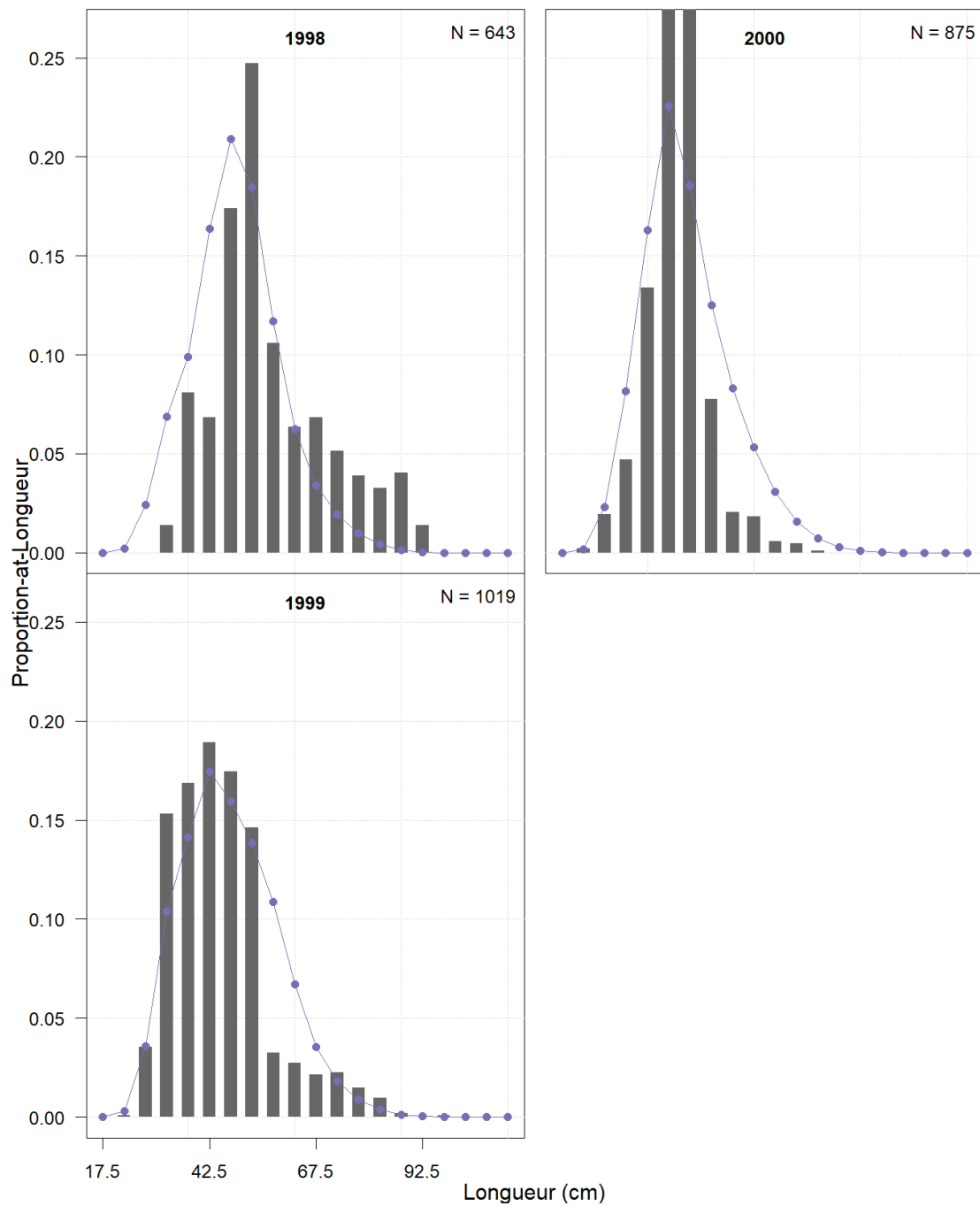


Figure G.4. Ajustements du TMB 2021 aux données sur la composition selon la longueur des femelles tirées de la pêche au chalut.

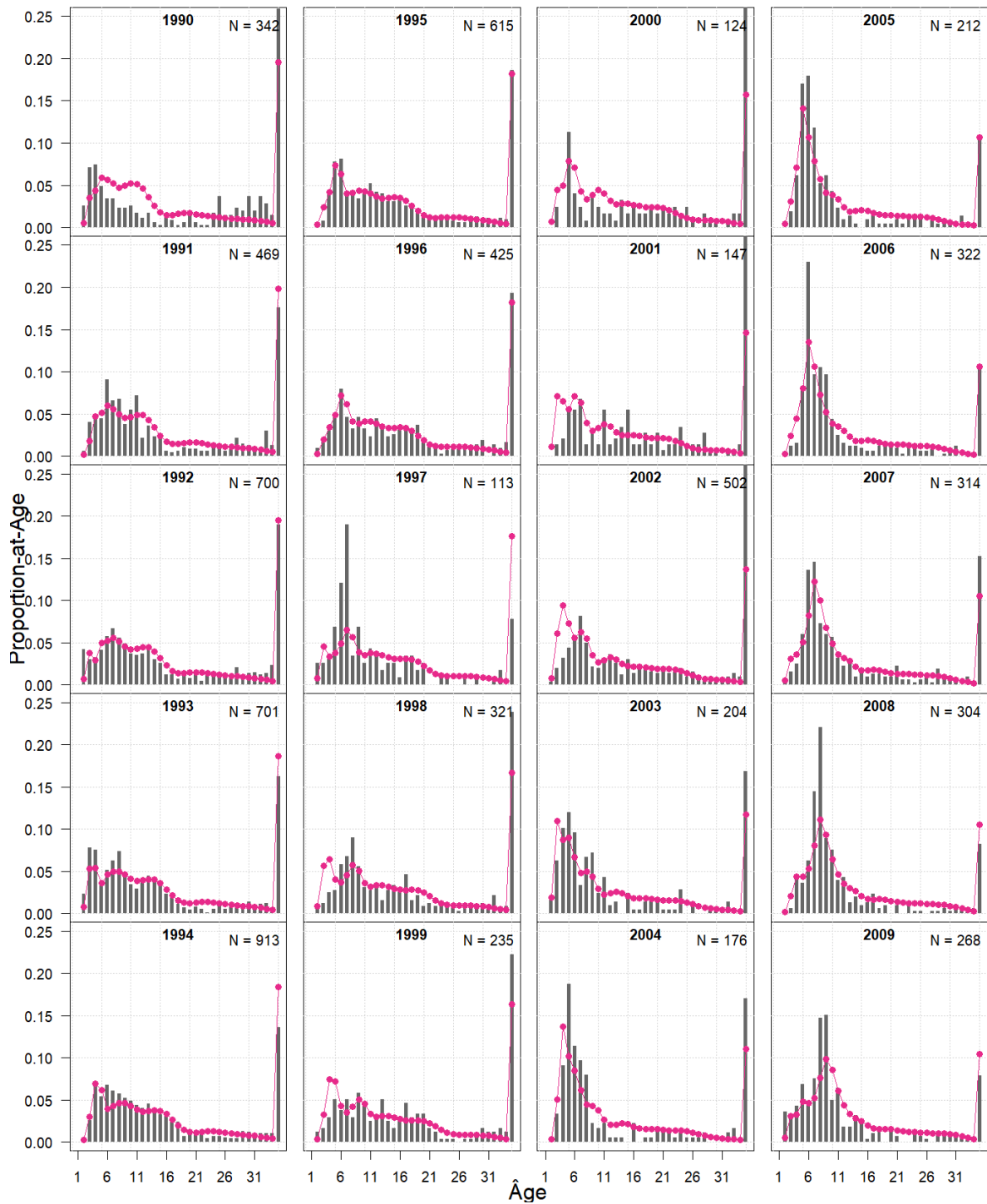


Figure G.5. Ajustements du TMB 2021 aux données sur la composition selon la longueur des mâles tirées du relevé normalisé au piège.

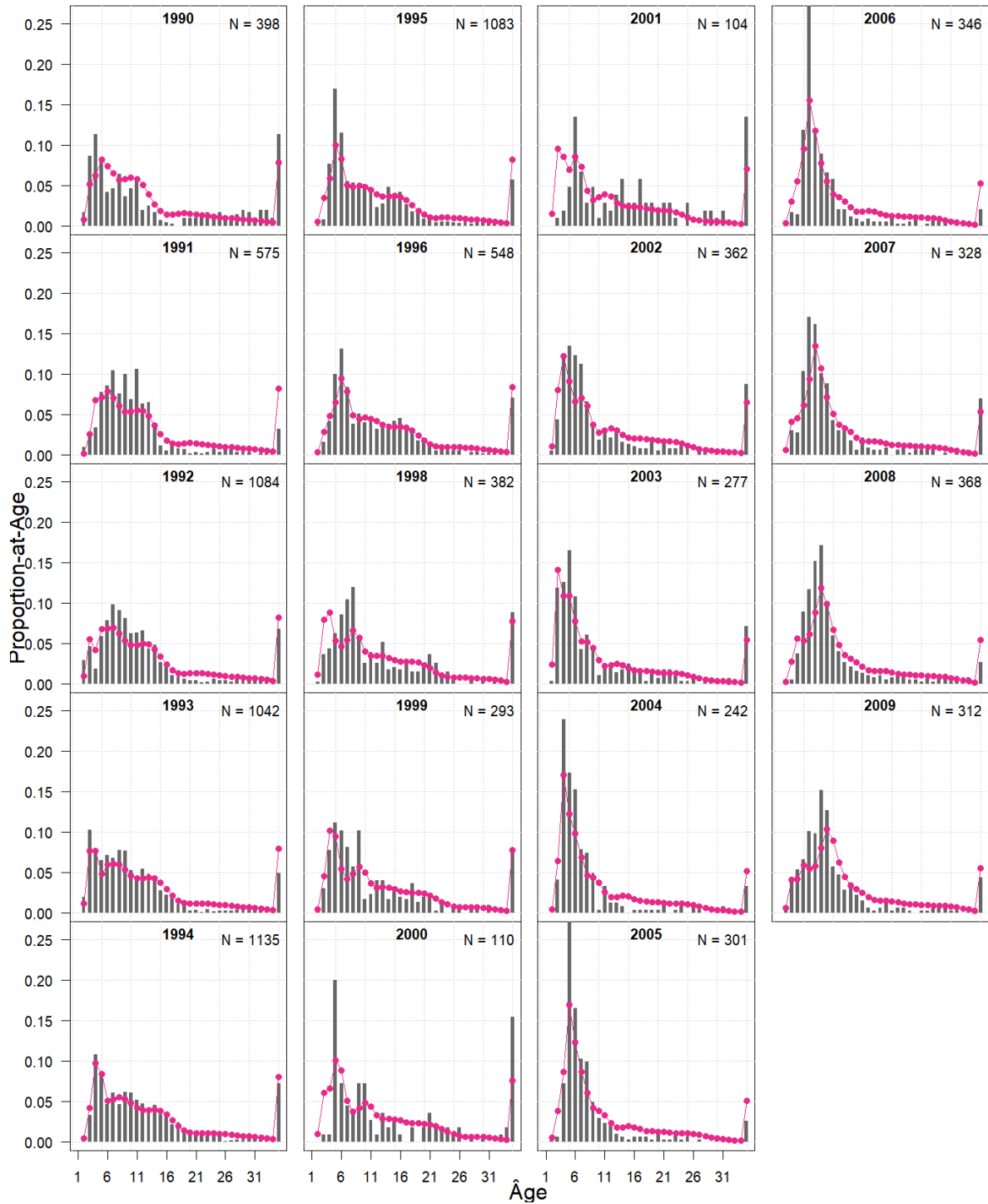


Figure G.6. Ajustements du TMB 2021 aux données sur la composition selon la longueur des femelles tirées du relevé normalisé au piège.

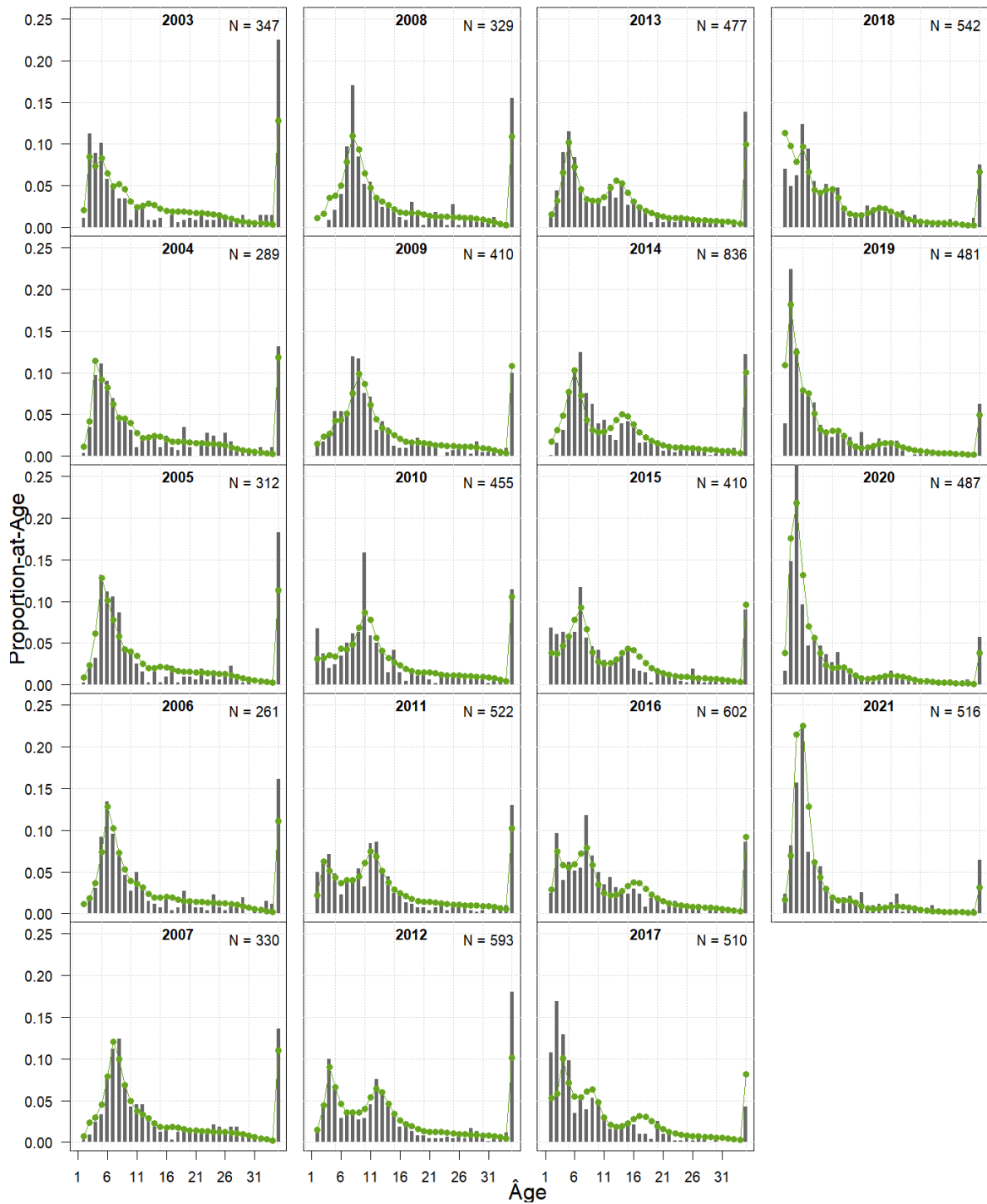


Figure G.7. Ajustements du TMB 2021 aux données sur la composition selon la longueur des mâles tirées du relevé aléatoire stratifié au piège.

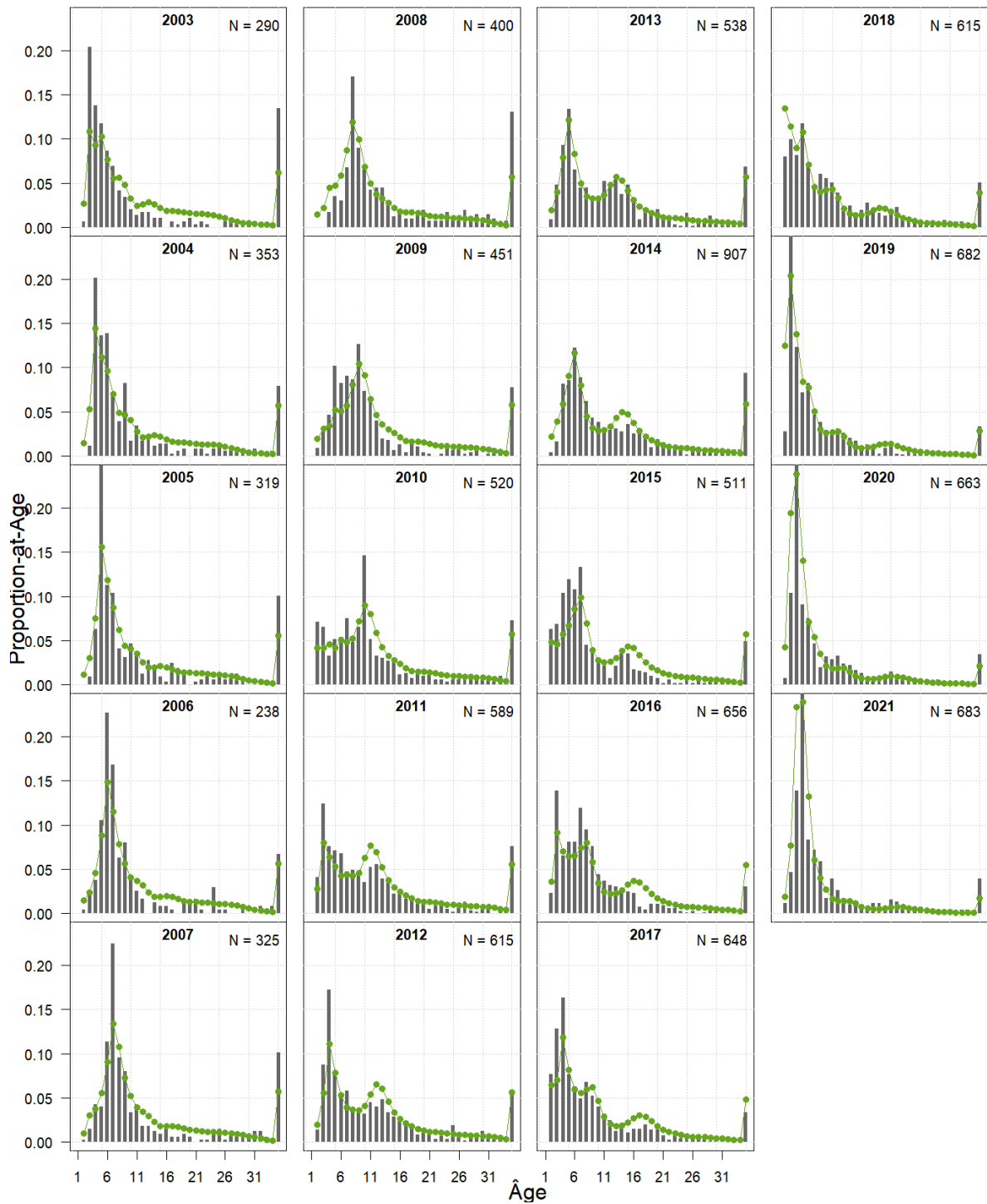


Figure G.8. Ajustements du TMB 2021 aux données sur la composition selon la longueur des femelles tirées du relevé aléatoire stratifié au piège.