



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2020/069

Région du Pacifique

Évaluation des stratégies de rétablissement possibles pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique

Sean P. Cox^{1,2}, Beau Doherty¹, Ashleen J. Benson¹, Samuel D.N. Johnson^{1,2},
et Dana R. Haggarty³

¹Landmark Fisheries Research
220, rue Brew, bureau 301
Port Moody (Colombie-Britannique) V3H 0H6

²School of Resource and Environmental Management
Université Simon-Fraser
8888, University Drive
Burnaby (Colombie-Britannique) V5A 1S6

³Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) 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 de consultation scientifique
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 la Reine du chef du Canada, 2020
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Cox, S.P., Doherty, B., Benson, A.J., Johnson, S.D.N. et Haggarty, D.R. 2020. Évaluation des stratégies de rétablissement possibles pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech 2014/086. xi + 64 p. 2020/069. ix + 151 p.

Also available in English:

Cox, S.P., Doherty, B., Benson, A.J., Johnson, S.D.N., and Haggarty, D.R. 2020. Evaluation of potential rebuilding strategies for Outside Yelloweye Rockfish in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/069. viii + 135 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	viii
1 INTRODUCTION.....	1
2 MÉTHODES ET CONCEPTION DE L'ÉTUDE	2
2.1 OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT EN MATIÈRE DE PÊCHE.....	2
2.2 MODÈLES OPÉRATIONNELS	4
2.2.1 Justification relative à l'utilisation de deux zones pour l'évaluation du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures et les stratégies de rétablissement connexes.....	4
2.2.2 Modèle structuré selon l'âge de façon hiérarchique ciblant deux zones	6
2.2.3 Vraisemblance des données.....	7
2.2.4 Distributions <i>a priori</i> des paramètres concernant le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures.....	8
2.3 SCÉNARIOS DES MODÈLES OPÉRATIONNELS	9
2.3.1 Modèles opérationnels de référence	11
2.3.2 Modèles opérationnels de rechange	11
2.4 PROCÉDURES DE GESTION.....	11
2.4.1 Données d'évaluation	11
2.4.2 Méthodes d'évaluation	12
2.4.3 Règles de contrôle des prises.....	16
2.5 MESURES DE RENDEMENT.....	18
3 RÉSULTATS.....	19
3.1 CONDITIONNEMENT DES MODÈLES OPÉRATIONNELS	19
3.1.1 Ajustements des modèles opérationnels aux indices de biomasse	19
3.1.2 Ajustements des modèles opérationnels aux données sur la composition selon l'âge	20
3.1.3 Estimations des paramètres, points de référence biologiques et état du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures à l'heure actuelle	22
3.1.4 Comparaison entre le modèle opérationnel de référence et le modèle de production excédentaire à l'échelle de la côte de 2014	23
3.2 ÉVALUATION DES PROCÉDURES DE GESTION	23
3.2.1 Rendement des procédures de gestion.....	24
3.2.2 Projections pondérées relatives à des procédures de gestion données pour la zone septentrionale	25
3.2.3 Projections pondérées relatives à des procédures de gestion données pour la zone méridionale.....	27
4 DISCUSSION.....	28
4.1 LIMITES ET RECHERCHES FUTURES.....	29
4.1.1 Conditionnement des modèles opérationnels pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures.....	30
4.1.2 Sélection des modèles opérationnels pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures	31

4.1.3	Simulations de procédures de gestion	31
4.1.4	Incidence en matière de gestion	32
5	REMERCIEMENTS.....	33
6	RÉFÉRENCES CITÉES.....	33
7	TABLEAUX.....	36
8	FIGURES.....	50
ANNEXE A. SÉLECTION DES MODÈLES OPÉRATIONNELS		69
ANNEXE B. DONNÉES D'ENTRÉE.....		75
B.1	INDICES D'ABONDANCE	75
B.1.1	Indices relatifs au relevé de la PHMA.....	75
B.1.2	Indices relatifs au relevé de la IPHC	76
B.2	DONNÉES BIOLOGIQUES	78
B.2.1	Données normalisées sur la composition selon l'âge issues de la pêche commerciale.....	78
B.2.2	Matrice des erreurs de détermination de l'âge.....	79
B.3	PRISES	80
B.3.1	Prises commerciales	80
B.3.2	Prises récréatives	82
B.3.3	Prises des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR)	83
B.4	TABLEAUX DE L'ANNEXE B.....	84
B.5	FIGURES DE L'ANNEXE B	97
B.6	RÉFÉRENCES DE L'ANNEXE B.....	117
ANNEXE C. ANALYSES DE SENSIBILITÉ ET AJUSTEMENTS DES DONNÉES SUR LA COMPOSITION SELON L'ÂGE CONCERNANT LE MODÈLE OPÉRATIONNEL DE RÉFÉRENCE.....		118
ANNEXE D. RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION POUR CHAQUE MODÈLE OPÉRATIONNEL.....		129
ANNEXE E. CHANGEMENTS IMPORTANTS EN MATIÈRE DE GESTION ET QUOTAS POUR LES ACTIVITÉS DE PÊCHE DU POISSON DE FOND EN COLOMBIE-BRITANNIQUE (ZONES À L'ÉCHELLE DE LA CÔTE ET DES EAUX EXTÉRIEURES).....		146
ANNEXE F. MEMBRES DU COMITÉ DIRECTEUR ET DES ÉQUIPES TECHNIQUES POUR LE PROJET		151

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Notation relative aux modèles opérationnels et au modèle d'évaluation des prises selon l'âge	36
Tableau 2. Modèle opérationnel structuré selon l'âge	38
Tableau 3. Modèles statistiques pour les modèles opérationnels structurés selon l'âge.....	40
Tableau 4. Erreurs-types d'observation estimées pour différents modèles opérationnels.....	41
Tableau 5. Estimations des paramètres biologiques et des points de référence en matière de gestion pour les modèles opérationnels de référence et de rechange, par zone. Les valeurs de biomasse et d'unités fondées sur le MSY sont données en kt. Le rapport entre les variances a posteriori et a priori (ψM) est fourni pour la mortalité naturelle.	42
Tableau 6. Notation relative au modèle d'évaluation du stock fondé sur la production excédentaire.....	43
Tableau 7. Équations relatives au modèle de production excédentaire comportant diverses erreurs, qui est utilisé pour l'évaluation annuelle du stock dans les procédures de gestion fondées sur la production excédentaire.	44
Tableau 8. Valeurs de la mortalité par pêche de référence ajustée (Fajusté) et des TAC de 2020 pondérés utilisées pour les procédures de gestion fondées sur le modèle des prises selon l'âge (CAA et CAASMUV) et les tendances des indices de relevé (IDX), pour chaque zone.	45
Tableau 9. Estimations des prises de sébastes aux yeux jaunes projetées pour 2019 selon les secteurs utilisés dans les simulations. Le rapport d'attribution des prises de la flottille de pêche commerciale aux lignes entre les zones septentrionale et méridionale est fondé sur l'attribution du TAC pour les zones 5BCDE ainsi que 3CD et 5A en 2019. On présume que le rapport d'attribution du TAC entre les zones septentrionale et méridionale pour les pêches ASR, le relevé de la IPHC, la pêche au chalut et la pêche à la traîne du saumon est de 50/50.	46
Tableau 10. Attribution proportionnelle des restants du TAC annuel (après le retrait de 18,9 t pour les pêches ASR et de 15,8 t pour les relevés) utilisée pour les simulations des trois flottilles de pêche dans les modèles opérationnels.	46
Tableau 11. Statistiques de rendement calculées pour les reproductions des simulations relatives aux principaux objectifs de rétablissement (deux premières lignes), à la diminution de la biomasse à long terme et aux prises.....	47
Tableau 12. Moyenne pondérée du rendement des procédures de gestion évaluées selon quatre scénarios de modèles opérationnels pour la zone septentrionale. Voir le tableau 7 pour la pondération relative aux modèles opérationnels. Dans le tableau, « AAV » représente la variation annuelle moyenne.	48
Tableau 13. Moyenne pondérée du rendement des procédures de gestion évaluées selon quatre scénarios de modèles opérationnels pour la zone méridionale. Voir le tableau 7 pour la pondération relative aux modèles opérationnels. Dans le tableau, « AAV » représente la variation annuelle moyenne.	49

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Schéma de l'approche de simulation en boucle fermée adoptée. Il comprend les scénarios de modèles opérationnels (MO) représentant les hypothèses de recharge concernant la biologie, l'écologie, les taux d'exploitation historiques et les conditions environnementales (Env.) du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, qui ont été ajustées aux données historiques (rectangle tracé en pointillé).50
- Figure 2. Carte des principales zones de gestion du poisson de fond de la Colombie-Britannique utilisées pour délimiter le stock de sébastes aux yeux jaunes de la zone septentrionale, qui est présent dans les zones 5BCDE (en vert), et le stock de la zone méridionale, qui est présent dans les zones 3CD et 5A (en orange). L'isobathe est présentée jusqu'à une profondeur de 260 m, soit la profondeur maximale de la plage relative à l'habitat du sébaste aux yeux jaunes.51
- Figure 3. Estimations de la mortalité naturelle (M) pour les stocks de sébaste aux yeux jaunes des zones septentrionale et méridionale en Colombie-Britannique, qui proviennent de la courbe des taxons de poissons du document de Hoenig (1983).52
- Figure 4. a) Règle de contrôle des prises pour les procédures de gestion CAA (graphiques du haut), CAA SMUV (graphiques du milieu) et SP (graphiques du bas); b) indice des procédures de gestion (IDX, IDX_FLR, IDX_SMUV, IDX_2020, IDX_DEC100) pour les zones septentrionale et méridionale.53
- Figure 5. Relations d'équilibre entre la mortalité par pêche et la biomasse féconde du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures pour chaque modèle opérationnel; le graphique du haut représente la zone septentrionale et celui du bas, la zone méridionale.54
- Figure 6. Ajustement de modèles opérationnels aux indices d'abondance issus de relevés ayant été normalisés en valeurs de vulnérabilité, et indices de biomasse normalisés mis à l'échelle pour les relevés PHMA_N et PHMA_S et le relevé de la IPHC pour les modèles opérationnels base_Nord (à gauche) et base_Sud (à droite).55
- Figure 7. Composition moyenne du stock selon l'âge des individus, observée ou ajustée selon les modèles opérationnels de référence pour chacune des flottilles ayant fourni des données connexes. Les lignes tiretées noires indiquent la composition du stock selon l'âge des individus à l'équilibre et à un taux d'exploitation nul, qui a été ajustée selon la sélectivité de chaque flottille.56
- Figure 8. Sélectivité selon l'âge estimée par flottille pour le modèle opérationnel de référence. 57
- Figure 9. Estimations générées par le modèle opérationnel de référence de la biomasse féconde (ligne rouge dans les graphiques du haut) et des prises (barres grises dans les graphiques du haut), du recrutement des individus d'âge 1 (graphiques du milieu) et de la mortalité par pêche selon les flottilles (graphiques du bas) pour les zones septentrionale et méridionale.58
- Figure 10. Estimations des relations stock-recrutement de Beverton-Holt (lignes pleines) et estimations du recrutement (points) pour les modèles opérationnels base_Nord (rouge) et base_Sud (bleu).59
- Figure 11. Déclin absolu (graphiques du haut) et déclin relatif (graphiques du bas) de la biomasse féconde pour les modèles opérationnels suivants : i) le modèle opérationnel de référence (OM Base), pour lequel on a utilisé 1918 comme année initiale et les prises commerciales reconstituées; ii) le modèle opérationnel 2 (OM2), pour lequel on a utilisé 1960 comme année initiale et les prises commerciales correspondant à la limite inférieure;

iii) le modèle opérationnel 3 (OM3), pour lequel on a utilisé 1960 comme année initiale et les prises commerciales reconstituées; iv) le modèle opérationnel 4 (OM4), pour lequel on a utilisé 1918 comme année initiale et les prises commerciales correspondant à la limite inférieure.	60
Figure 12. Courbes du rendement en situation d'équilibre en fonction de la biomasse féconde du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures à l'échelle de la côte pour le modèle opérationnel de référence fondé sur les prises selon l'âge et le modèle de production excédentaire (SP) utilisé dans l'évaluation de 2014.	61
Figure 13. Simulations d'un exemple de reproduction provenant de chaque modèle opérationnel qui affiche un comportement rétrospectif concernant les estimations de la biomasse exploitable (Retro Bt) tirées du modèle d'évaluation (ME) fondé sur la production excédentaire, selon la biomasse exploitable pour la flottille de pêche aux lignes (ExpBtPL) tirée de modèle opérationnel utilisé.	62
Figure 14. Simulations d'un exemple de reproduction provenant de chaque modèle opérationnel affichant un comportement rétrospectif concernant les estimations de la biomasse exploitable (Retro Bt pour la sélectivité de la pêche aux lignes) tirées du modèle d'évaluation (ME) fondé sur les prises selon l'âge, selon la biomasse exploitable pour la flottille de pêche aux lignes (ExpBtPL) tirée de modèle opérationnel utilisé.	63
Figure 15. Courbes représentant le rendement en situation d'équilibre en fonction de la biomasse féconde estimée lors des évaluations fondées sur les prises selon l'âge (CAA) et la production excédentaire (SP) utilisées dans le cadre de certaines procédures de gestion, et ce, pour la première année simulée, soit 2018.	64
Figure 16. Simulations d'un exemple de reproduction de la biomasse féconde (rangée 1), des prises (rangée 2), du recrutement (rangée 3) et de la mortalité par pêche (rangée 4) provenant du modèle opérationnel selon le scénario base_Nord.	65
Figure 17. Simulations d'un exemple de reproduction de la biomasse féconde (rangée 1), des prises (rangée 2), du recrutement (rangée 3) et de la mortalité par pêche (rangée 4) provenant du modèle opérationnel selon le scénario base_Sud.	66
Figure 18. Distributions des projections pondérées de la baisse de la biomasse féconde (c.-à-d. BF_t/BF_0) pour les quatre modèles opérationnels (graphiques du haut) et les prises totales (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées pour la zone septentrionale (sp, caa, caa_Smuv, idx et idxSmuv).	67
Figure 19. Distributions des projections pondérées de la baisse de la biomasse féconde (c.-à-d. BF_t/BF_0) pour les quatre modèles opérationnels (graphiques du haut) et les prises totales (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées pour la zone méridionale (sp, caa, caa_Smuv, idx et idxSmuv).	68

RÉSUMÉ

Le présent document vise à fournir un avis sur le rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique grâce à la combinaison de consultations entre intervenants, gestionnaires et scientifiques, et de la modélisation de simulations en boucle fermée en vue de tester le rendement d'un ensemble de procédures de gestion proposées en fonction d'objectifs quantitatifs précis. L'approche globale vise à exposer les conséquences écologiques et halieutiques découlant de choix précis en matière d'analyse (p. ex., cueillette de données et méthodes d'évaluation) et de gestion (p. ex., règles de contrôle des prises et taux de mortalité par pêche cibles) concernant le rétablissement du sébaste aux yeux jaunes. Voici les principales composantes de la présente évaluation : i) conception de modèles opérationnels structurés selon l'âge de façon hiérarchique qui ciblent deux stocks de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures et qui représentent diverses hypothèses relatives à la mortalité naturelle et aux taux d'exploitation historiques; ii) mise à l'essai de procédures de gestion comprenant des données de surveillance, des évaluations et des règles de contrôle des prises utilisées pour appliquer les politiques de rétablissement établies; iii) évaluation des mesures de rendement qui sont utilisées pour déterminer l'efficacité en matière de conservation prévue de procédures de gestion de rechange en fonction des objectifs de rétablissement établis.

Les scénarios de données de rechange ont généré une grande variété d'estimations relatives à l'état du stock ainsi qu'aux paramètres biologiques et de gestion. Parmi ces scénarios, on a choisi quatre modèles opérationnels représentatifs (utilisation de 1960 ou de 1918 comme année initiale, et de scénarios de prises de rechange) pour tester les procédures de gestion proposées au moyen de simulations. La biomasse actuelle issue des quatre modèles opérationnels variait d'environ 2 600 à 8 200 tonnes dans la zone septentrionale (zones de gestion du poisson de fond 5B, 5C, 5D et 5E) et d'environ 1 900 à 4 400 tonnes dans la zone méridionale (zones de gestion du poisson de fond 3C, 3D et 5A). La plage de chaque zone est beaucoup plus grande que l'incertitude statistique liée à un modèle opérationnel précis. Aucun facteur unique ne permet d'expliquer clairement ces grandes plages de biomasse parce que la mortalité naturelle, les niveaux de prises absolus et les données historiques sur le recrutement ont tous une incidence sur les estimations liées à la biomasse et au recrutement, de façon directe ou indirecte. De façon générale, les modèles pour lesquels on a utilisé 1960 comme année initiale ont généré les valeurs les plus élevées pour la biomasse à un taux d'exploitation nul et la biomasse actuelle, tandis que les modèles pour lesquels on a utilisé le scénario de prises correspondant à la limite inférieure ont généré les valeurs les plus faibles pour ces paramètres. Aucun des quatre modèles opérationnels n'indique que dans les zones septentrionale ou méridionale, le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures a été pêché à moins de 20 % de la biomasse à un taux d'exploitation nul ou à moins de 40 % de la biomasse au rendement maximal soutenu (B_{MSY}), comme on l'avait déduit dans les évaluations précédentes. Selon le modèle utilisé, les estimations de la diminution de la biomasse féconde par rapport à la biomasse à un taux d'exploitation nul vont de 29 à 51 % pour la zone septentrionale, de 21 à 43 % pour la zone méridionale et de 27 à 48 % pour la zone à l'échelle de la côte. Ces estimations correspondent à une plage de pourcentages de B_{MSY} , soit 111 à 185 % pour la zone septentrionale, 75 à 154 % pour la zone méridionale et 96 à 173 % pour la zone à l'échelle de la côte.

Parmi les procédures de gestion proposées, on compte trois méthodes d'évaluation différentes, soit : i) un modèle d'évaluation des prises selon l'âge; ii) un modèle d'évaluation de la production excédentaire; iii) un estimateur empirique fondé sur les tendances des indices de relevé.

On a combiné ces trois méthodes d'évaluation à différentes règles de contrôle des prises ou à différents scénarios représentant des erreurs de mise en œuvre afin de créer un ensemble de

procédures de gestion proposées, qui ont été testées au moyen de simulations pour chacun des quatre modèles opérationnels et chacune des deux zones, de façon indépendante. On a évalué les statistiques de rendement au moyen d'une combinaison des données de sortie de tous les modèles, en utilisant un système de pondération 50 %–16,67 %–16,67 %–16,67 %. De façon générale, les simulations du rendement des procédures de gestion, qui serviront à établir les futurs totaux autorisés des captures (TAC) pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, ont montré un rendement satisfaisant ou possiblement satisfaisant pour une grande variété de scénarios de modèles opérationnels. Les procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge ont été ajustées pour qu'on puisse atteindre un taux de mortalité par pêche cible grâce auquel la biomasse du stock évalué deviendrait relativement stable pendant la période projetée, et ce, pour les deux zones. Les procédures de gestion fondées sur des modèles de production excédentaire ou des tendances d'indices de relevé ont généré une variété d'augmentations ou de tendances stables pour la biomasse future de ce stock. Les procédures de gestion fondées sur des tendances d'indices de relevé ont été ajustées afin qu'on puisse éviter des déclinés de la biomasse au cours des dix premières années, ce qui a entraîné des augmentations à long terme ou des tendances stables pour la biomasse future du stock, ainsi qu'une importante variabilité interannuelle des prises. Même si l'utilisation de modèles de production excédentaire a généralement entraîné des augmentations de la biomasse, ces résultats étaient dus à des biais de sous-estimation. De plus, ces modèles produisaient souvent des TAC affichant des tendances irrégulières. Il est probable que les propriétés indésirables des procédures de gestion fondées sur des tendances d'indices de relevé ou des modèles de production excédentaire puissent être améliorées grâce à des ajustements supplémentaires.

1 INTRODUCTION

L'évaluation de l'état du stock de sébastes aux yeux jaunes (*Sebastes ruberrimus*) des eaux extérieures de la Colombie-Britannique menée en 2014 indique que le stock se trouvait dans la zone critique, donc que la biomasse de 2014 (B_{2014}) était inférieure au point de référence limite (PRL), soit $0,4B_{MSY}$, où B_{MSY} est la biomasse au rendement maximal soutenu (B_{MSY}). On a donc déterminé qu'il fallait élaborer un plan de rétablissement aux termes du Cadre pour la pêche durable (MPO 2009 et 2013; Yamanaka *et al.* 2018). Dans le document de Pêches et Océans Canada (MPO) sur les directives d'élaboration de plans de rétablissement (MPO 2013), on ne précise pas quels éléments et objectifs doivent faire partie de ces plans, mais on indique que la probabilité que les procédures de gestion mises en place fassent en sorte que la biomasse du stock dépasse le PRL en 1,5 à 2 générations doit être élevée. Le MPO (2013) recommande aussi que les plans de rétablissement soient réévalués tous les trois ans. L'objectif du plan de rétablissement pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures est que la probabilité que le stock à l'échelle de la côte se rétablisse dans l'ensemble de son aire de répartition et qu'il ne soit plus dans la zone critique en 15 ans soit supérieure ou égale à 57 % (DFO 2018). On a aussi déterminé les jalons suivants : faire en sorte que la tendance liée à la trajectoire du stock des eaux extérieures soit positive à chaque intervalle de dix ans, de façon à ce que la biomasse à la fin de chaque intervalle soit supérieure à la biomasse au début de cet intervalle; atteindre les cibles liées à la diminution des prises en trois ans. Le total des prises du stock estimées pour 2014, soit 287 tonnes (t), a été diminué en 2016 et 2017, pour qu'on puisse atteindre progressivement un total autorisé des captures (TAC) de 100 t d'ici 2018 et 2019.

Le plan de rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, établi après l'évaluation du stock de 2015 (voir l'annexe 9 du document du DFO 2018), ne respecte pas la politique du MPO pour deux raisons. D'abord, on a défini les objectifs de rétablissement selon une période de 15 ans, qui est beaucoup plus courte que la période de 1,5 à 2 générations pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, soit environ 57 à 76 ans. Ensuite, on n'a pas mis à l'essai le plan de rétablissement au moyen de simulations avant sa mise en œuvre (DFO 2016). Par conséquent, il faut analyser la stratégie de rétablissement relative au stock d'une façon plus exhaustive que prévu selon le cycle d'examen de trois ans du Cadre pour la pêche durable.

Le présent document vise à fournir un avis sur le rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique grâce à la combinaison de consultations entre intervenants, gestionnaires et scientifiques, et de la modélisation de simulations en boucle fermée en vue de tester le rendement d'un ensemble de procédures de gestion proposées en fonction d'objectifs quantitatifs précis. L'approche globale vise à exposer les conséquences écologiques et halieutiques découlant de choix précis en matière d'analyse (p. ex., cueillette de données et méthodes d'évaluation) et de gestion (p. ex., règles de contrôle des prises et taux de mortalité par pêche cibles) (Smith 1994; Smith *et al.* 1999). Dans le cadre de l'évaluation, on a élaboré un cadre analytique pouvant être modifié pour être utilisé lors d'analyses futures visant d'autres espèces et on a étudié la convenance d'un ensemble d'objectifs de rétablissement révisés pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures. La transition de la gestion des prises vers un contexte de rétablissement ne change pas les éléments inclus dans l'analyse. Par contre, grâce à cette transition, on pourrait mettre davantage l'accent sur les résultats en matière de conservation que sur les prises de la pêche lorsqu'il est question du rendement des procédures de gestion. Voici les principales composantes de l'évaluation :

-
1. modèles opérationnels pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures qui représentent diverses hypothèses relatives à la mortalité naturelle et aux taux d'exploitation historiques;
 2. procédures de gestion comprenant des données de surveillance, un modèle d'évaluation des stocks et des règles de contrôle des prises utilisés pour appliquer les politiques de rétablissement établies;
 3. mesures de rendement qui sont utilisées pour déterminer l'efficacité en matière de conservation prévue de procédures de gestion de rechange en fonction des objectifs de rétablissement établis.

On a tenu compte des taux d'exploitation historiques par l'entremise de scénarios des prises commerciales et récréatives, qui ont été élaborés par le MPO en collaboration avec les secteurs des pêches commerciale et récréative avant l'évaluation du stock de 2014 (Yamanaka *et al.* 2018), et qui ont été mis à jour selon les données de 2018 (annexe B). L'incidence de l'incertitude scientifique sur les procédures de gestion (ii) et les mesures de rendement (iii) dépend du PRL choisi pour déterminer qu'un stock est surpêché et qu'il doit être rétabli, et des évaluations de l'état du stock réalisées selon ce PRL (Milazzo 2012; NRC 2013). On ne comprend pas totalement la dynamique entre le stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures et les pêches connexes, mais l'étude des scénarios de rechange et de leurs conséquences sur la planification du rétablissement pourrait fournir des renseignements importants aux fins de la gestion de ce stock et d'autres stocks de faible abondance.

2 MÉTHODES ET CONCEPTION DE L'ÉTUDE

2.1 OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT EN MATIÈRE DE PÊCHE

Les objectifs concernant le rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures mettent l'accent sur la biomasse plutôt que sur d'autres aspects importants comme les prises et la répartition spatiale. Ces objectifs sont fondés sur l'évaluation du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de 2014 (Yamanaka *et al.* 2018) et ont été révisés par le comité directeur du projet en question (voir l'annexe F), qui a veillé à ce que ces objectifs respectent la politique de rétablissement du MPO. Voici les nouveaux objectifs principaux qui guident l'évaluation des stratégies de rétablissement du stock étudié.

4. Faire croître la biomasse féconde pour que le stock ne se trouve plus dans la zone critique (c.-à-d. que la biomasse dépasse le PRL de $0,4B_{MSY}$) et que la probabilité que la biomasse baisse davantage au cours d'une période correspondant à 1,5 à 2 générations soit très faible (5 %).
5. Lorsque la biomasse féconde se situe entre $0,4B_{MSY}$ et $0,8B_{MSY}$, veiller à ce que la probabilité que le stock diminue au cours des dix prochaines années soit entre 5 % (très faible) si la biomasse se situe au niveau du PRL et 50 % (modérée) si la biomasse se situe au niveau de B_{MSY} . 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 ces deux probabilités.

L'objectif préliminaire en matière de pêche est de maximiser la probabilité que les niveaux de prises annuels demeurent supérieurs à 100 t, soit le niveau minimal requis pour que les activités de pêche du poisson de fond puissent être menées. On doit collaborer davantage avec des représentants des Premières Nations et des intervenants du secteur des pêches afin de préciser tous les aspects des objectifs de conservation et de pêche pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures.

Dans les sections suivantes, on décrit l'approche utilisée pour évaluer les procédures de gestion relatives au rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, qui visent à atteindre les objectifs préliminaires susmentionnés. Dans le cadre de la présente évaluation, on a suivi une approche par étapes qui est décrite comme l'algorithme suivant (adapté du document de Cox *et al.* 2010) par souci de clarté (figure 1) :

1. Définir diverses procédures de gestion de rechange selon i) le type de **données** et leur précision; ii) les **méthodes d'évaluation** visant à déterminer l'état du stock étudié; iii) les **règles de contrôle des prises** utilisées pour établir les limites de prises de référence; iv) les **métarègles** servant à modifier ces limites de prises selon des contraintes et des conditions prédéfinies, le cas échéant. Ces métarègles pourraient comprendre des intervalles à respecter entre les évaluations des procédures de gestion ou des règles connexes, ainsi que des protocoles en cas de circonstances exceptionnelles qui définissent les éléments déclencheurs indiquant que les procédures de gestion ne sont plus fiables et les actions subséquentes à prendre dans cette situation.
2. Choisir un modèle opérationnel au moyen duquel on pourra simuler des **scénarios** de rechange plausibles concernant la réaction du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures aux activités de pêche et aux méthodes de production de données. Pour suivre la présente étape, on doit d'abord ajuster le modèle opérationnel choisi aux données accessibles afin d'estimer les paramètres du modèle correspondant aux données historiques du stock et aux hypothèses concernant sa structure utilisées dans les scénarios. Un tel processus se nomme le **conditionnement**.
3. Faire des projections de la dynamique du stock étudié et des prises connexes à partir de l'état actuel de celui-ci, et ce, pour toutes les procédures de gestion associées à chaque scénario de rechange du modèle choisi. Pour faire chaque reproduction de la projection pour une année ou une simulation précise, suivre les étapes ci-dessous.
 - a. Réaliser une simulation au moyen des **données** utilisées pour l'évaluation du stock et ajouter les résultats aux séries de données existantes.
 - b. Appliquer la **méthode d'évaluation** en question aux données afin d'estimer les valeurs relatives à la **règle de contrôle des prises** connexe.
 - c. Appliquer cette **règle de contrôle des prises** afin de générer une limite de prises.
 - d. Appliquer les **métarègles** établies, comme des contraintes ou une moyenne des limites de prises au fil des années.
 - e. Soustraire la limite de prises finale de la biomasse du stock simulée, qui est représentée par le modèle opérationnel.
 - f. Répéter les étapes 3a à 3e jusqu'à ce que la projection de l'année finale ait été effectuée.
 - g. Répéter les étapes 3a à 3f pour chacune des 100 reproductions des simulations.
4. Calculer une série de **mesures de rendement** quantitatives d'après les 100 reproductions des simulations effectuées, qui pourra être utilisée pour comparer le rendement des procédures de gestion par rapport aux objectifs de pêche fixés, et pour classer ces procédures.

Les étapes 3a à 3e nécessitent l'application du modèle opérationnel choisi à l'étape 2, qui permet de maintenir l'état du stock au fil du temps et de générer les données qui seront recueillies à l'avenir. Ce modèle opérationnel est décrit de façon détaillée à la section 2.2. Les données générées par le modèle opérationnel sont généralement les données de pêche et de relevé qui sont actuellement accumulées dans le cadre de programmes d'échantillonnage, mais

elles pourraient aussi comprendre de nouveaux types de données nécessitant des analyses coûts-avantages. L'une des caractéristiques clés du processus d'évaluation c'est que la méthode d'évaluation appliquée à l'étape 3b ne tient pas compte du modèle opérationnel, c'est-à-dire que l'évaluation est seulement effectuée à partir de données comme les prises, les indices d'abondance provenant de relevés et les prises selon l'âge. Pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, on n'utilisera plus les prises selon l'âge provenant de la pêche dans les futures évaluations parce que ces données ne sont plus recueillies lors des activités de pêche. La stratégie de simulation en boucle fermée visant la mise à l'essai de procédures de gestion des prises est bien documentée dans la littérature (p. ex., voir les références dans le document de Cox et Kronlund 2008).

Dans les étapes 3a à 3d, chaque composante d'une procédure de gestion nécessite un ensemble de choix précis. Par exemple, l'étape relative aux données pourrait comporter seulement un indice d'abondance provenant de relevés, l'étape d'évaluation pourrait comporter une approche fondée sur un modèle ou sur des données, et la règle de contrôle des prises pourrait nécessiter des ajustements relatifs aux risques et à l'incertitude. Les choix effectués auront une incidence sur le rendement des pêches, c'est pourquoi l'évaluation de la stratégie de gestion est principalement axée sur ces choix (plutôt que de mettre seulement l'accent sur l'ajustement statistique d'un seul modèle). Des renseignements détaillés sur les options de procédures de gestion et les choix connexes figurent dans la section 2.3. Les mesures de rendement utilisées pour comparer les procédures de gestion se trouvent à la fin de la partie sur les méthodes de la section 2.4.

2.2 MODÈLES OPÉRATIONNELS

La présente section décrit l'élaboration des modèles opérationnels structurés selon l'âge qu'on a utilisés pour évaluer l'état actuel du stock et les procédures de rétablissement proposées concernant le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures. Ces modèles sont fondés sur des ensembles de données plus vastes et plus récents que ceux des évaluations précédentes. Dans la présente section, on justifie d'abord la séparation du stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures selon les zones septentrionale et méridionale pour les évaluations du stock et les stratégies de rétablissement. On présente ensuite une approche de modélisation structurée de façon hiérarchique selon deux zones visant à paramétrer séparément les modèles opérationnels structurés selon l'âge, qui sont propres à chacune des deux zones. On a utilisé l'approche hiérarchique d'un point de vue strictement statistique afin de mettre en commun des renseignements concernant des paramètres de modèle clés pour l'ensemble des zones. Autrement, on a présumé qu'il n'y avait aucun échange biologique (p. ex., déplacement, fraye) entre les deux zones. On a saisi les estimations de l'état du stock et de paramètres provenant du modèle hiérarchique dans chaque modèle opérationnel structuré selon l'âge afin d'évaluer les procédures de rétablissement. Comme pour le modèle hiérarchique, on a présumé qu'il n'y avait aucun échange biologique entre les zones septentrionale et méridionale, ce qui signifie que les modèles opérationnels sont complètement indépendants dans les projections, tout comme les procédures de gestion proposées.

2.2.1 Justification relative à l'utilisation de deux zones pour l'évaluation du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures et les stratégies de rétablissement connexes

Le sébaste aux yeux jaunes est une espèce longévive (en Colombie-Britannique, sa longévité peut atteindre 121 ans) à croissance lente qui présente une maturité sexuelle tardive (Love *et al.* 2002). Les adultes sont des spécialistes de l'habitat qui préfèrent les milieux rocheux benthiques. Leur aire de répartition, qui s'étend le long de la côte britanno-colombienne, est

discontinue et morcelée. Des analyses génétiques ont montré qu'il existe deux populations distinctes en Colombie-Britannique, soit une population présente le long de la côte extérieure (eaux extérieures) et une population présente dans les eaux situées entre l'île de Vancouver et le continent (eaux intérieures) (Andrews *et al.* 2018; COSEPAC 2008; Siegle *et al.* 2013). Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) considère que ces deux populations sont des unités désignables distinctes. En 2008, les deux populations ont été désignées préoccupantes par le COSEPAC (COSEPAC 2008) et ont été inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en 2011. Pour obtenir des renseignements supplémentaires sur le sébaste aux yeux jaunes, veuillez consulter le document sur l'examen préalable à l'évaluation du COSEPAC (Keppel et Olson 2019).

On définit les stocks de poissons aux fins de gestion à l'aide de diverses caractéristiques, y compris des complexes d'espèces qui partagent un habitat, des individus ayant des caractéristiques biologiques ou du cycle vital distinctes, des populations distinctes sur le plan génétique et des portions de stocks qui existent dans une zone géographique donnée (Deriso *et al.* 1998; Spies *et al.* 2015). Les TAC de la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures sont répartis selon quatre unités spatiales correspondant aux zones de gestion du poisson de fond 3CD et 5A, 5B, 5CD et 5E. Même si les unités de gestion du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures ont principalement été déterminées selon les données historiques relatives aux sciences halieutiques et à la gestion des pêches en Colombie-Britannique, la plupart des participants à la pêche croient qu'il existe des différences spatiales relatives à la productivité de la population qui cadreraient vaguement aux zones de gestion (figure 2).

Dans les évaluations du stock antérieures, on a présumé qu'il y avait un seul stock panmictique de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures (Yamanaka *et al.* 2018). Les diminutions de prises découlant de l'évaluation ont soulevé des préoccupations parmi les intervenants de l'industrie à propos de la façon dont les prises futures devraient être réparties entre les quatre zones de gestion susmentionnées. Plus particulièrement, les intervenants se sont dits préoccupés par les éléments suivants : i) trop peu de prises seront autorisées dans la zone septentrionale, où relativement beaucoup d'individus semblent être présents; ii) trop de prises seront autorisées dans la zone méridionale, où l'abondance du stock semble plus faible et diminue possiblement. La première préoccupation signifie que l'établissement de faibles TAC dans la zone septentrionale perturberait d'autres pêches dirigées (p. ex., flétan). La deuxième préoccupation signifie que l'établissement de TAC trop élevés dans la zone méridionale pourrait aggraver la diminution du nombre de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures, ce qui entraînerait des TAC encore plus limités à l'échelle de la côte. Si de telles préoccupations s'avéraient fondées, il pourrait y avoir des problèmes futurs concernant les pêches du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures et du poisson de fond en général. D'ailleurs, les analyses subséquentes des tendances spatiales relatives aux taux de prises moyens issus de relevés et des tendances récentes indiquent que les deux préoccupations correspondaient à des données de relevés sur fond dur. Par conséquent, dans le cadre de la planification relative à la mise en œuvre de diminutions des prises commerciales découlant de l'évaluation du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de 2014, on a proposé une répartition spatiale des futurs TAC, qui a ensuite été adoptée. Cette répartition a été déterminée au moyen d'un processus axé sur la collaboration dans le cadre duquel on a tenu compte de la répartition historique des prises par zone, des relevés menés dans chaque zone et du désir formulé par certains groupes de

l'industrie de veiller à ce que les diminutions des TAC requises pour le rétablissement de la population étudiée soient réparties équitablement entre les intervenants¹.

La mise en œuvre réussie de la répartition spatiale des TAC de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures indique que la délimitation spatiale du stock en, au moins, une composante septentrionale et une composante méridionale aux fins d'évaluation biologique pourrait être justifiable si les résultats de la présente évaluation sont fiables à une telle résolution spatiale. La résolution plus précise des données sur la composition selon l'âge pour quatre zones de gestion est actuellement un facteur limitatif pour une délimitation plus précise des stocks, du moins pour la modélisation d'évaluations structurées selon l'âge.

2.2.2 Modèle structuré selon l'âge de façon hiérarchique ciblant deux zones

On a conçu un modèle opérationnel structuré selon l'âge ciblant les sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures de deux zones, soit la zone septentrionale (5BCDE) et la zone méridionale (3CD et 5A). Dans celui-ci, on a présumé que les stocks de ces deux zones représentaient des populations indépendantes et fermées partageant des paramètres relatifs à la dynamique des populations. En séparant le stock selon ces deux zones, on a pu représenter les enjeux clés sur le plan spatial concernant la biomasse et les tendances des populations, sans devoir modéliser les échanges biologiques entre les populations (c.-à-d. qu'il n'y a pas lieu d'évaluer les mouvements d'individus compte tenu du manque d'activités de marquage). La modélisation simultanée des zones septentrionale et méridionale pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures a simplement permis la mise en commun de renseignements concernant des paramètres incertains (c.-à-d. mortalité naturelle, sélectivité et productivité) relatifs aux deux stocks. Selon la compréhension actuelle du cycle vital de l'espèce, lorsqu'un poisson s'établit dans un milieu rocheux benthique, son taux de déplacement est très faible. Par conséquent, l'hypothèse indiquant que les deux stocks sont indépendants est plausible, du moins à l'échelle nord-sud approximative.

Le modèle opérationnel choisi (tableaux 1 et 2) a été conçu de façon générique pour représenter les deux stocks indépendants sur le plan biologique; l'indice de chacun est désigné par $p = (1, 2)$ pour les zones septentrionale et méridionale, respectivement. Les équations représentant les caractéristiques et les états des stocks à l'équilibre sont présentées dans le tableau 2 (équations 1 à 6).

Les flottilles comprises dans le modèle sont celles qui mènent des activités de pêche commerciale aux lignes et au chalut, des activités de pêche récréative ainsi que trois relevés aux lignes, y compris deux relevés aléatoires et stratifiés sur fond dur ciblant les sébastes (relevé de la Pacific Halibut Management Association [PHMA] du nord et relevé de la PHMA du sud) et le relevé à la ligne fixe indépendant de la pêche de la International Pacific Halibut Commission (IPHC) ciblant le flétan du Pacifique (annexe B). On a modélisé les prises en analysant les pêches de façon individuelle et séquentielle (équations C.1 à C.8 du tableau 2), surtout pour faciliter l'aspect numérique du modèle parce que cette méthode ne nécessite pas la résolution d'une équation sur les prises pendant une période continue pour de multiples pêches. L'approche individuelle, pour laquelle on présume que les prises sont connues sans erreur, permet d'accélérer l'ajustement du modèle opérationnel et les simulations relatives aux futures évaluations des prises selon l'âge. Les taux de croissance et de mortalité du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, ainsi que les taux d'exploitation des pêches ciblant cette population sont tous suffisamment bas, en moyenne, ce qui indique que des dynamiques

¹ Landmark Fisheries Research. 2016. Options relatives à la répartition des TAC de sébastes aux yeux jaunes entre les zones de gestion du poisson de fond pour la saison de pêche de 2016. Rapport non publié préparé pour la BC Seafood Alliance.

continues ne sont probablement pas nécessaires. L'approximation de Pope séquentielle (Pope 1972) utilisée pour la mortalité par pêche semble correspondre aux taux d'exploitation des pêches du modèle et aux taux de mortalité totaux lorsque ces paramètres atteignent un sommet en raison des activités de pêche intensives lors de certaines années.

Pour la dynamique des populations, on a présumé que les stocks de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures des zones septentrionale et méridionale sont en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul lors de l'année initiale du modèle choisi, soit 1918 pour le modèle de référence. Le recrutement d'individus d'âge 1 est modélisé comme une fonction de Beverton-Holt paramétrée par l'entremise du taux de variation et de la biomasse à un taux d'exploitation nul. Le taux de variation de la fonction stock-recrutement, qui s'étend de 0,20 à 1,0, représente la proportion du recrutement à l'équilibre et à un taux d'exploitation nul prévue lorsque la biomasse féconde est réduite à 20 % de la biomasse à un taux d'exploitation nul. Dans l'équation A.2 (tableau 2), on a utilisé un paramétrage plus concis aux fins de présentation. Voici les conversions utilisées : $a = \frac{4hR_{0,p}}{B_{0,p}(1-h)}$ et $b = 5(h-1)/B_{0,p}(1-h)$, où h correspond au paramètre du taux de variation. On a utilisé les erreurs de processus liées au recrutement pour estimer les valeurs du recrutement d'individus d'âge 1 qui s'écartent du modèle de Beverton-Holt sous-jacent. On a présumé que les logarithmes des écarts étaient distribués de façon normale (équation PE.1 du tableau 3) et avaient une moyenne de zéro. Ils ont permis d'estimer l'écart-type σ_R des deux stocks. On a estimé les écarts de recrutement pour la période de 1952 à 2002; les analyses de sensibilité (non présentées) indiquaient que l'utilisation des premières années de cette période générerait des scénarios irréalistes qui augmentaient la biomasse de façon exagérée au-delà de B_0 pour les années 1960 à 1980 afin d'expliquer le nombre élevé de prises.

2.2.3 Vraisemblance des données

Les équations L.1 à L.5 (tableau 3) présentent des composantes liées au logarithme du rapport de vraisemblance total (équation L.6). On a présumé que les indices de biomasse issus des relevés avaient une structure d'erreur log-normale (on n'a utilisé aucune donnée de CPUE comme indice de biomasse pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures). Les relevés sont menés lors de périodes précises au cours d'une année, qui sont représentées par $t_{1,f}$ et $t_{2,f}$ dans les observations sur la vraisemblance du modèle concernant les flottilles f (le terme « flottille » est utilisé de façon générique pour représenter les pêches et les relevés) (équation L.1 du tableau 3).

On a utilisé une distribution logistique normale pour les données sur la composition selon l'âge (Schnute et Haigh 2007) parce que les valeurs de la variance ont été estimées et qu'elles sont habituellement plus réalistes que l'indique la taille des échantillons multinomiaux. Pour une année t , une zone de stock p et une flottille f données, les éléments composant le logarithme du rapport de vraisemblance négatif l sont représentés par les équations L.2 à L.6 (tableau 2), où $A^+ = 65$ ans désigne l'âge des individus du groupe « plus ». On a appliqué un algorithme de compression à la queue de la distribution pour les deux raisons suivantes : réduire la sensibilité de la vraisemblance des classes d'âge pour lesquelles la prévalence des données est inférieure à 2 % du total des échantillons observés; accroître la robustesse à l'égard des classes d'âge pour lesquelles il n'existe aucune donnée (Francis 2014). Les proportions selon l'âge prévues ont été modifiées par une matrice des erreurs de détermination de l'âge, qui est décrite dans l'annexe B.2 (Cox *et al.* 2019).

On a étudié l'utilisation de données normalisées sur la composition selon l'âge pour la flottille de pêche aux lignes à l'échelle de la côte. Cette étude a été réalisée par zone et par année pour tenter de tenir compte de l'échantillonnage biaisé dans différentes zones de gestion et accroître

le nombre d'années pour lesquelles il existe des données sur la composition selon l'âge pour les zones septentrionale et méridionale (annexe B.2). Par conséquent, pour ajuster ces données, on a calculé les prises combinées des deux stocks et les prises selon l'âge provenant du modèle, en présumant que la sélectivité et les prises de la flottille de pêche aux lignes (par zone et par âge) étaient proportionnelles à la biomasse propre à chaque zone et à la biomasse selon l'âge (équations M.1 et M.2 du tableau 2). Les analyses de sensibilité (annexe C) ont montré qu'il y avait peu de différences entre l'utilisation de données sur la composition selon l'âge normalisées ou non normalisées pour les ajustements du modèle. Par conséquent, on a utilisé des données sur la composition selon l'âge non normalisées à l'échelle de la côte pour les ajustements des modèles finaux.

2.2.4 Distributions *a priori* des paramètres concernant le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures

Compte tenu du manque de renseignements concernant certains paramètres, on a utilisé plusieurs distributions *a priori* pour stabiliser l'ajustement des modèles opérationnels et les estimations de paramètres, et pour refléter les scénarios de rechange des modèles opérationnels. Plus particulièrement, on a utilisé une distribution *a priori* bêta pour le taux de variation de la relation stock-recrutement, des distributions *a priori* log-normales pour les taux de mortalité naturelle et des distributions *a priori* de Jeffrey pour des quantités, comme la biomasse initiale et la variance de l'erreur de processus, qui ont tendance à prendre des valeurs importantes et qui peuvent mener à la production de modèles comprenant un nombre de paramètres excessif.

Le fait de structurer les paramètres de modèles de façon hiérarchique peut améliorer les modèles d'évaluation des stocks pour lesquels il n'existe pas beaucoup de données (Johnson et Cox 2018), pourvu que les stocks individuels soient des groupes raisonnablement interchangeables qui font partie d'une population ou d'un regroupement plus important. Pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, on a présumé que le paramètre du taux de variation de la relation stock-recrutement suivait une distribution bêta avec les paramètres $\alpha = 17,5$ et $\beta = 7,5$ à l'échelle du stock. Par conséquent, le mode de la distribution *a priori* se rapprochait de $m_h = 0,7$ (équation PD.2 du tableau 2), ce qui est habituellement présumé pour les sébastes (Forrest *et al.* 2010, Gertseva *et al.* 2017). On a modélisé le taux de variation propre au stock de chaque zone au moyen d'écart sur l'échelle logit provenant de la valeur à l'échelle du stock selon l'équation suivante :

$$\text{logit } h_p = \text{logit } m_h + \epsilon_{h,p}.$$

Dans celle-ci, on a modélisé les écarts $\epsilon_{h,p}$ au moyen d'une distribution *a priori* normale ayant une moyenne de zéro et un écart-type de $\sigma_h = 0,01$ (équation PD.3).

Même si la mortalité naturelle M_p est un paramètre inconnu clé pour les modèles de la dynamique des populations de poissons, on la confond habituellement avec la mortalité par pêche, les paramètres de productivité et l'échelle de la population. Il est probablement exact de présumer que, selon le facteur de proximité seulement, les taux de mortalité naturelle sont semblables pour toutes les populations de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique. Par conséquent, on a utilisé une distribution *a priori* hiérarchique à l'échelle du stock pour le taux de mortalité naturelle afin que $\bar{M} = 0,0345$, $\sigma_M = 0,01$; ces valeurs ont été dérivées grâce à la méthode de Hoenig de 1983 (figure 3). Comme pour l'approche relative au taux de variation, on a ensuite modélisé les taux de mortalité naturelle propres à une

zone au moyen des écarts propres à chaque zone provenant de la valeur à l'échelle du stock selon l'équation suivante :

$$\log M_p = \log \bar{M} + \epsilon_p$$

Dans celle-ci, $\epsilon_p \sim N(0, \tau)$ et $\tau = 0,01$.

On a utilisé des distributions *a priori* gamma inversées concernant les paramètres de la variance d'erreurs d'observation pour les relevés (équation PD.4). Ces distributions avaient un paramètre de forme $\alpha = 0,1$ et des paramètres d'échelle β_f définis de façon à ce que les modes implicites (c.-à-d. $\log(CV_f^2 + 1)$) se produisent environ aux coefficients de variation (CV) moyens fondés sur l'échantillonnage, soit 0,10, 0,12 et 0,24, pour les relevés de la PHMA_N, de la PHMA_S et de la IPHC, respectivement. Les analyses de sensibilité (non présentées) indiquaient que les estimations finales pour les CV des erreurs d'observation n'étaient pas sensibles aux valeurs de $\alpha \in (0,1, 1,0, 10, 50)$.

On a aussi utilisé une distribution *a priori* gamma inversée pour l'écart-type de l'erreur de processus liée au recrutement σ_R avec une forme $\alpha = 1$ et une échelle $\beta = 2$ (équation PD.5) en raison d'un mode implicite de $\sigma_R = 0,67$.

On a utilisé des distributions *a priori* normales pour l'âge à 95 % de la sélectivité (a_{95}^{sel}) avec des moyennes d'âge données (19 ans pour la pêche au chalut, 19 ans pour la pêche aux lignes, 25 ans pour le relevé PHMA_N, 26 ans pour le relevé PHMA_S et 24 ans pour le relevé de la IPHC) et des CV de 0,25 afin de limiter les ajustements initiaux des modèles à une plage raisonnable (équation PD.6). Il n'existe aucune donnée sur la composition selon l'âge ou la longueur pour la flottille de pêche récréative, donc on a fixé les paramètres de sélectivité selon la longueur à $l_{50}^{sel} = 36,5$ cm (âge 6,7) et à $l_{95}^{sel} = 42,4$ cm (âge 11,5) en fonction des valeurs estimées pour la pêche récréative menée dans l'État de Washington (Gertseva *et al.* 2017).

On a utilisé l'âge à 50 % de la sélectivité variable dans le temps (a_{50}^{sel}) afin d'obtenir de meilleurs ajustements aux données du relevé de la IPHC (équation PD.7), qui sont modélisées au moyen d'une marche aléatoire avec des écarts à l'échelle logarithmique :

$$\log a_{50,t+1,p}^{sel} = \log a_{50,t,p}^{sel} + \epsilon_{a_{50}^{sel},t,p}$$

où $\epsilon_{a_{50}^{sel},t,p}$ ont été modélisés à l'aide d'une distribution *a priori* normale avec une moyenne de zéro et un écart-type de $\sigma_{a_{50}^{sel}} = 0,04$ (équation PD.7).

Il était nécessaire d'utiliser une sélectivité variable dans le temps pour les données du relevé de la IPHC de la période historique afin de tenir compte des tendances négatives relatives aux résidus pour les ajustements à l'indice de relevé étant donné que le relevé de la IPHC est un indice clé utilisé dans les projections (voir la section 2.4.1). Pour toutes les autres flottilles, la sélectivité a été estimée comme une valeur constante au fil du temps.

2.3 SCÉNARIOS DES MODÈLES OPÉRATIONNELS

Lors des réunions préliminaires du comité technique sur le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, on a déterminé que la date initiale du modèle (1918 ou 1960), les séries de données de rechange sur les prises historiques et les hypothèses *a priori* sur la mortalité naturelle étaient les principales sources d'incertitude qui devraient être reflétées dans les modèles opérationnels. Par conséquent, on a dérivé 24 modèles opérationnels à partir de combinaisons des deux dates initiales, des deux séries de données sur les prises commerciales, des deux séries de données sur les prises récréatives et de cinq moyennes *a priori* de la mortalité naturelle à l'échelle du stock (annexe A). Chaque modèle a été ajusté aux

mêmes ensembles de données de relevés et de la composition selon l'âge. Ensuite, les modèles ont été classés dans quatre groupes représentatifs selon l'année initiale (1918 ou 1960) et les séries de prises commerciales utilisées (limite inférieure ou supérieure). Au sein de ces groupes, les ajustements des modèles et les propriétés biologiques étaient semblables. On a choisi une série définitive de quatre modèles opérationnels pour chaque groupe afin de représenter la grande variété de caractéristiques observées dans les 24 modèles opérationnels. Parmi les quatre modèles choisis, on a défini un scénario de référence, qui est le plus plausible (voir ci-dessous), et trois scénarios de rechange. On a ensuite pondéré les modèles de référence à 50 % et les modèles de rechange à 16,67 %, en vue d'évaluer les stratégies de rétablissement et de fournir un seul résumé concis du rendement des procédures de gestion (à la demande du Groupe de gestion du poisson de fond). Il est à noter que cette pondération a été utilisée en l'absence d'un système de pondération préférable pour les modèles opérationnels. Par contre, on pourrait la changer dans le processus final de sélection d'une procédure de gestion liée au rétablissement ou on pourrait mettre à l'essai des systèmes de pondération de rechange lors de futures analyses de sensibilité.

Les séries de prises commerciales et récréatives reconstituées remontent à l'année 1918. Toutefois, une petite quantité de données issues de relevés indépendants des pêches ou de données sur la composition selon l'âge a permis d'orienter l'évaluation avant les années 1990. Dans le cadre de la dernière évaluation, on a déterminé que la biomasse du stock est restée semblable à la biomasse à un taux d'exploitation nul jusqu'à environ 1960 (Yamanaka *et al.* 2018). Par conséquent, on a testé l'influence de l'année initiale du modèle en paramétrant des modèles opérationnels commençant en 1918 et d'autres modèles commençant en 1960.

Par le passé, les prises commerciales de sébastes aux yeux jaunes étaient regroupées avec celles d'autres espèces de sébastes et les rejets n'étaient pas déclarés. En 2011, le MPO a entrepris un vaste processus de reconstitution des prises historiques de sébastes en tenant de tenir compte des prises non déclarées ou mal déclarées, et des rejets en mer. La reconstitution des prises produite, pour la période de 1918 à 2006, est considérée comme la meilleure source de renseignements accessible; elle a été utilisée dans la dernière évaluation du stock de sébastes aux yeux jaunes. Depuis l'instauration du Programme d'intégration de la pêche commerciale du poisson de fond en 2006, on a surveillé les prises commerciales et les rejets à 100 %; on considère donc que les renseignements récents sont précis. C'est la raison pour laquelle on considère que les prises commerciales historiques ayant été reconstituées, qu'on a utilisées dans les modèles opérationnels de référence, correspondent à une limite supérieure et qu'il s'agit des données les plus plausibles concernant les prises historiques.

Il n'existe pas de donnée historique pour les prises récréatives de sébastes aux yeux jaunes. Certaines zones de la côte ont été surveillées au moyen de relevés par interrogation de pêcheurs au cours des dernières décennies, mais, pendant la majeure partie de la série chronologique, les prises de sébastes étaient regroupées ou sont demeurées incertaines en raison de la mauvaise identification des espèces. Une reconstitution des prises récréatives à l'échelle de la côte a été réalisée dans le cadre de la dernière évaluation (Yamanaka *et al.* 2018); elle a été mise à jour en 2018 (annexe B.3). L'absence de donnée historique empêche la séparation des prises récréatives reconstituées en fonction des zones septentrionale et méridionale. Par conséquent, on a élaboré une méthode permettant de répartir les prises dans chaque zone, qui a été déterminée par consensus au sein du comité technique sur le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures. On a réparti les prises également entre les zones septentrionale et méridionale en fonction des données sur les prises récréatives de 2016 et de 2017, qui indiquaient qu'environ 50 % des prises ont été pêchées dans chaque zone (tableau B.9). Comme c'était le cas pour les prises commerciales, les données sur les prises récréatives déclarées ont été considérées comme un scénario correspondant à la limite

inférieure et les données sur les prises reconstituées, comme un scénario correspondant à la limite supérieure.

2.3.1 Modèles opérationnels de référence

Les modèles opérationnels (MO) pour la zone septentrionale (base_Nord) et la zone méridionale (base_Sud) reflètent les configurations de modèle des ajustements du groupe 1, soit : 1918 comme année initiale; les prises commerciales (reconstituées) correspondent à la limite supérieure (comme dans l'évaluation de 2014); la distribution *a priori* la moins informative (baseM) pour la mortalité naturelle à l'échelle du stock $\bar{M} = 0,0345/\text{année}$, $\sigma_M = 0,01$ (tableaux 4 et 5).

2.3.2 Modèles opérationnels de rechange

On a choisi trois modèles opérationnels de rechange pour chaque zone afin de tenter de représenter les divers modèles plausibles compte tenu des données d'entrée et des hypothèses concernant la mortalité naturelle.

Pour les modèles opérationnels du groupe 2, on a utilisé les ajustements suivants : i) 1960 comme année initiale; ii) la série de prises commerciales correspondant à la limite inférieure; iii) la moyenne *a priori* de référence (baseM) pour la mortalité naturelle à l'échelle du stock, soit $\bar{M} = 0,0345/\text{année}$ et $\sigma_M = 0,01$.

Pour les modèles opérationnels du groupe 3, on a utilisé les ajustements suivants : i) 1960 comme année initiale; ii) la série de prises reconstituées; iii) la moyenne *a priori* pour la mortalité naturelle à l'échelle du stock, soit $\bar{M} = 0,03/\text{année}$ et $\sigma_M = 0,0001$.

Pour les modèles opérationnels du groupe 4, on a utilisé les ajustements suivants : i) 1918 comme année initiale; ii) la série de prises commerciales correspondant à la limite inférieure; iii) la moyenne *a priori* de référence pour la mortalité naturelle à l'échelle du stock, soit $\bar{M} = 0,0345/\text{année}$ et $\sigma_M = 0,01$.

Comme indiqué précédemment, ces quatre groupes (tableaux 4 et 5) sont généralement représentatifs de la grande variété de caractéristiques observées dans les 14 modèles opérationnels pour lesquels le MSY à l'échelle de la côte est inférieur à 500 t, y compris ceux pour lesquels l'estimation de la mortalité naturelle s'étend de $\bar{M} = 0,031$ à $0,044/\text{année}$. Par contre, ces groupes ne sont pas représentatifs des scénarios pour lesquels $\bar{M} > 0,05$ par année. Les modèles opérationnels de référence et de rechange choisis ont été réajustés sans distribution *a priori* relative à la sélectivité.

2.4 PROCÉDURES DE GESTION

2.4.1 Données d'évaluation

Les composantes d'évaluation des procédures de gestion proposées sont fondées sur les véritables données historiques de la période précédant l'établissement de telles procédures (1960 à 2018) et les données de simulation pour la période projetée (2019 à 2076). Pour la période projetée, on a présumé que les prises annuelles étaient égales aux TAC annuels et que les prises étaient connues de façon exacte dans les évaluations, peu importe la méthode utilisée (c.-à-d. pas de sous-utilisation, de prises non déclarées ou de rejets non déclarés).

Toutes les méthodes d'évaluation sont fondées sur les indices d'abondance des relevés de la PHMA et de la IPHC (annexe B). On a simulé ces données dans les projections en générant des résidus logarithmiques distribués de façon indépendante et identique $\xi_{t,f} \sim N(-\tau_f^2/2, \tau_f^2)$

avec les CV propres à chaque relevé, qui correspondent aux estimations des modèles opérationnels connexes figurant dans le tableau 4.

On a utilisé une marche aléatoire autocorrélée pour l'âge à 50 % de la sélectivité provenant du relevé de la IPHC (a_{50}^{sel}), qui se situe entre les valeurs minimale ($a_{50,p}^{min}$) et maximale ($a_{50,p}^{max}$) estimées au moyen de données de la période historique. Cette plage permet une variation de la sélectivité de 2018 à 2076 et de 2017 à 2076 pour les zones méridionale et septentrionale, respectivement, à partir de la dernière année à laquelle sont associées des données sur l'âge provenant du relevé de la IPHC :

$$a_{50,p,t} = a_{50,p}^{min} + \lambda_{p,t}(a_{50,p}^{max} - a_{50,p}^{min})$$

où $\lambda_{p,t}$ a une plage de 0 à 1.

Les coefficients d'autocorrélation varient de 0,36 à 0,53 et de 0,38 à 0,58 pour les quatre modèles opérationnels des zones septentrionale et méridionale, respectivement.

Pour utiliser la méthode d'évaluation des prises selon l'âge, on doit aussi simuler de futures données sur la composition selon l'âge de façon semblable, mais on doit les simuler à partir d'une distribution log-normale. Pour simplifier la procédure suivante, on a ignoré les indices relatifs à la flottille et au temps pour mettre l'accent uniquement sur la production d'une proportion d'échantillons observés pour une seule classe d'âge étant donné qu'on utilise la même procédure pour générer les données des autres classes d'âge. Il faut d'abord générer un vecteur des résidus distribués de façon indépendante et identique pour chaque $a \in (1, 2, \dots, A^+)$ par l'entremise de $\eta_a \sim N(0, \tau')$, où τ' est l'estimation issue du modèle opérationnel de l'écart-type relatif aux résidus pour les données sur la composition selon l'âge (elles seront propres à une flottille et à un modèle opérationnel donné). Pour chaque classe d'âge, il faut ensuite générer un nouveau point de données de la proportion observée y_a grâce à l'équation suivante :

$$y_a = \log p_a + \tau' \eta_a - \frac{1}{A^+} \sum_{a'=1}^{a'=A^+} [\log p_{a'} + \tau' \eta_{a'}]$$

Dans celle-ci, p_a est la véritable proportion de la classe d'âge a pour le stock du modèle opérationnel de la flottille et de l'année en question. Ces vecteurs de la proportion selon l'âge simulée sont ensuite joints aux ensembles de données historiques et utilisés dans l'évaluation des prises selon l'âge.

Comme indiqué précédemment, les données sur la composition selon l'âge sont seulement simulées dans les projections pour les relevés de la PHMA et de la IPHC parce que de telles données ne sont plus recueillies dans le cadre des activités de pêche. Par conséquent, les données sur la composition selon l'âge utilisées dans l'évaluation des prises selon l'âge pour les pêches aux lignes et au chalut sont fixées selon les ensembles de données historiques.

2.4.2 Méthodes d'évaluation

La présente section fournit des précisions concernant les trois méthodes proposées à titre de composantes d'évaluation des procédures de gestion relatives au sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures. Un modèle statistique des prises selon l'âge (« CAA » dans les tableaux et figures) est ajusté aux données accessibles les plus détaillées sur les prises, les relevés, la composition selon l'âge et le cycle vital. Un modèle de production excédentaire de Schaefer (« SP » dans les tableaux et les figures) fournit une approche partielle permettant d'évaluer la population seulement en fonction des prises et des indices de relevé, ce qui est conforme aux évaluations antérieures du stock. Depuis près d'une décennie, on utilise un modèle de production excédentaire ajusté (l'ajustement en question est décrit plus bas) pour établir les TAC annuels de la morue charbonnière des eaux canadiennes. Finalement, on a aussi examiné

le rendement d'un estimateur empirique fondé sur les tendances des indices de relevé (« IDX » dans les tableaux et figures) afin de suivre les changements proportionnels de la biomasse du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures au fil du temps.

Modèle d'évaluation des prises selon l'âge

Le modèle d'évaluation des prises selon l'âge a presque la même structure que le modèle opérationnel pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, donc les équations ne sont pas répétées dans la présente section. Voici les modifications relatives à la structure du modèle d'évaluation des prises selon l'âge :

1. les modèles des zones septentrionale et méridionale sont indépendants, donc les renseignements relatifs à certains paramètres ne sont pas mis en commun au moyen de distributions *a priori* communes;
2. les modèles ne comprennent pas les données issues de la pêche de stocks mélangés;
3. les modèles ne sont pas ajustés aux futures données sur la composition selon l'âge provenant des pêches aux lignes et au chalut parce que de telles données ne sont plus recueillies;
4. le paramètre de taux de variation de la fonction stock-recrutement suit une distribution bêta avec les paramètres $\alpha = 74$ et $\beta = 26$, ce qui fait en sorte que le mode de la distribution *a priori* se rapproche de $m_h = 0,74$ pour correspondre aux estimations du modèle opérationnel de référence de h ;
5. dans les modèles, on a utilisé des distributions *a priori* informatives pour la capturabilité relative aux relevés avec les moyennes $\bar{q}_{PHMA_N}^{Nord} = 3,8$, $\bar{q}_{PHMA_BRC}^{Nord} = 3,6$, $\bar{q}_{CIFP}^{Nord} = 1,9$, $\bar{q}_{PHMA}^{Sud} = 5,8$ et $\bar{q}_{CIFP}^{Sud} = 1,8$, et l'écart-type $\sigma_q = 0,05$ afin que les résultats correspondent étroitement aux estimations du modèle opérationnel de référence;
6. on a utilisé 1960 comme année initiale pour qu'une même procédure de gestion puisse être testée selon différents modèles opérationnels ayant 1918 (modèles opérationnels de référence et modèle opérationnel 4) ou 1960 (modèles opérationnels 2 et 3) comme année initiale;
7. on a utilisé les séries chronologiques des prises commerciales et récréatives représentant la limite supérieure pour la période de 1960 à 2018;
8. l'écart-type de l'erreur de processus liée au recrutement a été fixé à $\sigma_R = 0,4$ pour correspondre aux estimations du modèle opérationnel de référence.

Il est à noter qu'on a modifié cinq distributions *a priori* relatives à la capturabilité uniquement pour qu'elles correspondent au modèle opérationnel de référence; il est donc probable qu'elles généreront des biais lorsqu'elles seront mises à l'essai pour d'autres modèles opérationnels. Dans le modèle des prises selon l'âge, on a utilisé un solveur fondé sur la méthode de Newton-Raphson pour dériver les estimations de U^{RMD} (taux de prises proportionnel optimal) et de B^{RMD} à partir des équations d'équilibre. Dans celles-ci, les données sur le cycle vital sont les mêmes pour tous les modèles opérationnels, à l'exception de la sélectivité (qui est estimée de nouveau chaque année dans les modèles des prises selon l'âge). Ces quantités dérivées sont nécessaires pour la composante relative à la règle de contrôle des prises des procédures de gestion.

Modèle de production excédentaire de Schaefer

À l'aide du modèle de production excédentaire de Schaefer, on tente d'estimer la biomasse annuelle du stock et les paramètres liés aux règles de contrôle des prises U^{RMD} et B^{RMD} . La

notation et les équations relatives à ce modèle figurent dans les tableaux 6 et 7, respectivement. Le modèle permet de dériver les inférences relatives aux paramètres de gestion à partir des observations sur le total de prises et les indices de biomasse de relevés tirés de séries chronologiques. L'évaluation de la production excédentaire ne tient pas compte des changements relatifs à la composition selon l'âge au fil du temps ni des différences en matière de sélectivité entre les flottilles, même si ces deux éléments sont inclus dans les modèles opérationnels.

Les modèles de production regroupent les effets du recrutement, de la croissance et de la mortalité naturelle en une seule fonction de production afin de modéliser la biomasse lors de chaque année B_{t+1} selon quatre composantes : *i*) le stock prévu lors de l'année précédente B_t ; *ii*) une fonction de production moyenne $f(B_t)$ qui dépend de la biomasse; *iii*) les prises totales C_t ; *iv*) un écart aléatoire ω_t issu de la relation de production moyenne (Punt 2003). Ces composantes peuvent figurer dans un modèle de production de la forme suivante :

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

où B_t (tonnes) et C_t (tonnes) représentent la biomasse du stock au début de l'année t et la biomasse des prises lors de l'année t , respectivement. Les paramètres r et K représentent le taux de croissance intrinsèque habituel de la population et la capacité limite connexe pour un modèle de croissance logistique. On a présumé que les prises étaient prélevées instantanément et après la production, et que l'anomalie de production aléatoire, soit ω_t , était indépendante de la biomasse du stock et pourrait représenter les écarts par rapport à la relation de production moyenne. On a aussi présumé que les écarts de production étaient distribués de façon indépendante et identique (équation E2.1 du tableau 7), peu importe la façon dont ils peuvent se présenter.

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 $Y^{RMD} = rK/4$ représentent le taux d'exploitation optimal et le MSY, respectivement. La biomasse au MSY correspond à $B^{RMD} = K/2$. On a reparamétré l'équation 1 pour que deux paramètres de gestion, soit U^{RMD} et Y^{RMD} , soient estimés directement parce qu'il est plus facile de dériver les hypothèses *a priori* connexes de cette façon. Le modèle de production qui en découle est représenté par l'équation 2.6.

Les indices de l'abondance relative des flottilles $g \in (1, 2, \dots, G)$ sont utilisés pour estimer les paramètres du modèle de production au moyen d'un modèle d'observation linéaire représenté par la formule suivante :

$$(2) \quad I_{t,g} = q_g B_t e^{\xi_{t,g}}$$

Dans celle-ci, q_g est un coefficient de capturabilité constant et $\xi_{t,g}$ est une erreur d'observation aléatoire distribuée de façon normale lors de l'année t pour l'indice de flottille g .

Vraisemblance du modèle de production excédentaire

Différentes hypothèses concernant la façon d'attribuer des écarts aléatoires relatifs aux données à la dynamique du stock (ω_t) ou aux observations ($\xi_{t,g}$) génèrent différents estimateurs du modèle de production. D'une part, l'attribution de la totalité de l'erreur du modèle aux observations produit un estimateur de l'erreur d'observation supposant que la dynamique du stock est non aléatoire et correspond exactement au résultat prévu par l'équation 1, et que $\omega_t = 0$ pour toutes les valeurs de t . Par conséquent, les modèles fondés sur l'erreur d'observation ne tiennent pas compte des changements interannuels relatifs à la biomasse du stock, qui pourraient être dus à des processus non modélisés comme la mortalité naturelle, l'immigration, l'émigration ou les influences environnementales sur la production. D'autre part, l'attribution de la totalité de l'erreur

aléatoire à la dynamique du stock sous-jacente en fixant $\xi_{t,g} = 0$ dans le modèle d'observation (équation 2 susmentionnée) pour toutes les valeurs de t et de g produit un estimateur de l'erreur de processus supposant que les observations sont exactes, qui est représenté par $I_{t,g} = q_g B_t$. Ainsi, tout changement de l'indice de relevé est directement proportionnel aux changements de la véritable biomasse du stock. Pour l'estimateur de l'erreur de processus, on doit donc estimer la variance et les valeurs individuelles de ω_t .

Les inférences relatives à la dynamique des stocks de poissons dépendent de l'incertitude associée aux observations et aux processus liés à la dynamique des stocks sous-jacente. Le fait d'inclure à la fois les erreurs d'observation et de processus dans le modèle d'évaluation du stock produit des estimateurs présentant des erreurs sur les variables, dans lesquels une certaine proportion ρ de la variance d'erreurs est attribuée aux observations et la proportion restante $1 - \rho$ est attribuée aux écarts de processus relatifs à la dynamique du stock sous-jacente. De façon formelle, les estimateurs présentant des erreurs sur les variables définissent la variance d'erreurs totale, κ^2 , comme suit :

$$(3) \quad \kappa^2 = \tau^2 + \sigma^2$$

Si l'on présume que la proportion de l'erreur observation $\rho^2 = \tau^2 / (\tau^2 + \sigma^2)$ est connue, les composantes de la variance individuelles peuvent être représentées comme suit :

$$(4) \quad \tau^2 = \rho \kappa^2, \sigma^2 = (1 - \rho) \kappa^2$$

pour les erreurs d'observation et de processus, respectivement. Pour le modèle de production excédentaire utilisé, ρ est considéré comme un paramètre de contrôle ou d'ajustement dans la procédure d'estimation. Lorsque ρ s'approche de 0, l'accent mis sur l'erreur de processus aura tendance à permettre des changements aléatoires de la biomasse du stock qui sont relativement importants d'une année à l'autre, pourvu évidemment que les multiples indices d'abondance possibles indiquent un changement de même direction et de même ampleur. 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. Les simulations préliminaires indiquaient qu'une valeur de $\rho = 0,33$ était nécessaire pour empêcher une variation périodique importante concernant l'échelle de biomasse des évaluations de la production excédentaire. Une telle variation se produit parce que les séries chronologiques liées au sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures sont courtes et que peu d'indicateurs dans les données de relevé concernent la diminution du stock à long terme, et ainsi la taille du stock. La version finale de la fonction du logarithme du rapport de vraisemblance négative est représentée par l'équation 2.10.

Distributions *a priori*

On a utilisé les distributions *a priori* informatives de U^{RMD} et de Y^{RMD} pour ajuster le comportement du modèle de production. Les deux distributions *a priori* étaient fondées sur la distribution normale avec les moyennes ($\mu_{Nord}^U = 0,053, \mu_{Sud}^U = 0,052, \mu_{Nord}^Y = 210, \mu_{Sud}^Y = 160$) et les écarts-types ($\sigma^U = 0,001, \sigma^Y = 0,02$, respectivement).

L'approche visant à définir les distributions *a priori* informatives pour la composante des procédures de gestion relative au modèle d'évaluation ressemble à l'approche adoptée pour l'algorithme de limites de prises de la Commission baleinière internationale (Cooke 1999) et pour la morue charbonnière des eaux canadiennes (Cox *et al.* 2011, 2019). Les distributions *a priori* informatives limitent le comportement des modèles de production excédentaire pour que ces derniers puissent avoir un assez bon rendement par rapport à la série de modèles opérationnels étudiés. Autrement dit, les modèles de production excédentaire ajustés ne sont

pas destinés à être des estimateurs statistiques qui sont autonomes et idéaux (comme le serait une seule évaluation supérieure). On les a plutôt ajustés afin d'obtenir un rendement précis pour les simulations des stratégies de prises. Dans la pratique, la fiabilité de ces modèles pour l'établissement des TAC annuels est déterminée par le choix de modèles opérationnels qui représentent l'ensemble des connaissances à propos d'une ressource halieutique. Si ces connaissances sont raisonnablement exhaustives, un modèle de production excédentaire ajusté peut représenter une bonne option pour les procédures de gestion, pourvu qu'il soit réajusté de façon périodique afin de refléter les changements relatifs aux connaissances (c.-à-d. mises à jour des modèles opérationnels).

Estimateur empirique fondé sur les tendances des indices de relevé

La méthode d'évaluation empirique est fondée sur l'utilisation d'un simple estimateur des tendances de la biomasse, qui est dérivé d'une combinaison pondérée d'indices de relevé de la PHMA et de la IPHC. L'approche fondée sur les tendances suppose que les valeurs de capturabilité des relevés demeurent constantes au fil du temps, mais qu'elles sont autrement inconnues.

Un indice des tendances de la biomasse pondéré pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures ($\Delta\hat{B}_t$) est estimé comme le changement proportionnel pondéré de la biomasse du stock provenant des indices de relevé les plus récents, par exemple $(I_{f,t_{2,f}}, I_{f,t_{1,f}})$ où les valeurs de pondération correspondent à l'inverse de la variance, soit $w_f = 1/\log(\tau_f^2 + 1)$, et

$$\Delta\hat{B}_t = \sum_{f=1}^{f=n} w_f \left(\frac{I_{f,t_{2,f}} - I_{f,t_{1,f}}}{I_{f,t_{1,f}}} \right) / \sum_{j=1}^{j=n} w_j$$

Les paramètres relatifs au temps $t_{2,f}$ et $t_{1,f}$ correspondent à la valeur la plus récente (t_2) et à la valeur subséquente (t_1) de l'indice du relevé f . Ces paramètres relatifs aux tendances estimées dépendent des relevés parce que la PHMA mène des activités de relevé tous les deux ans et la IPHC, tous les ans. Par conséquent, les indices de relevé de la PHMA sont réutilisés lors des années où il n'y a pas d'activité de relevé, tandis qu'un nouvel indice de relevé de la IPHC est utilisé chaque année.

Pour la zone septentrionale, on utilise les indices PHMA_N, PHMA_BRC (bassin de la Reine-Charlotte) et IPHC_N, et les CV correspondants, soit 0,10, 0,24 et 0,28, respectivement. Pour la zone méridionale, on utilise les indices PHMA_S et IPHC_S, et les CV correspondants, soit 0,13 et 0,28, respectivement. Voir l'annexe B pour des renseignements contextuels sur les indices de relevé.

2.4.3 Règles de contrôle des prises

Pour les procédures de gestion fondées sur des modèles (prises selon l'âge et production excédentaire), on se sert d'estimations générées par le modèle d'évaluation utilisé concernant la situation du stock évalué (B_t/B_{MSY}) par rapport aux points de référence limite ou supérieur afin de déterminer la mortalité par pêche cible selon la règle de contrôle des prises habituelle de type « bâton de hockey » (figure 4). Lorsque les estimations de la biomasse du stock sont en deçà du PRL ($0,4B_{MSY}$), le taux d'exploitation cible est nul, et lorsque la biomasse est au-delà du point de référence supérieur ($0,8B_{MSY}$), le taux d'exploitation cible correspond à un taux de prises de référence (p. ex., mortalité par pêche maximale ou taux d'exploitation maximal).

Pour les procédures de gestion comprenant un modèle de production excédentaire, on a utilisé l'estimation de la production excédentaire de U^{RMD} à titre de taux de prises de référence. Pour les procédures relatives aux prises selon l'âge, on a utilisé des taux de mortalité par pêche

ajustés (*Fajusté*) afin d'atteindre l'objectif 2 (c.-à-d. $P(B_{2029} < B_{2020}) \leq 50 \%$) pour le rendement pondéré des modèles opérationnels liés aux procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge. Le TAC pour la première année (2020) correspond au rendement à l'équilibre pondéré au taux de mortalité par pêche *Fajusté*, qui est dérivé de quatre modèles opérationnels (figure 5). Il est utilisé afin de maintenir la biomasse à l'équilibre près du niveau de 2018 (tableau 8). On a utilisé *Fajusté* parce que les simulations initiales montraient que toutes les procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge entraînaient une réduction la biomasse du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures dans les zones septentrionale et méridionale, en raison des activités de pêche menées selon la valeur de référence F_{MSY} . Ce comportement est normal sachant que tous les modèles des prises selon l'âge (ainsi que tous les modèles opérationnels) génèrent des estimations indiquant que la biomasse du stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures est supérieure à B_{MSY} . Par conséquent, on a choisi des taux de mortalité par pêche ajustés pour que la biomasse à l'équilibre se rapproche du niveau de 2018 (tableau 7, figure 5). De cette façon, le modèle utilisé vise généralement à maintenir le stock près du niveau de 2018 jusqu'à ce qu'on fournisse de nouveaux avis sur les niveaux cibles pour le stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures.

Il n'a pas été nécessaire d'utiliser un taux de mortalité par pêche ajusté pour les procédures de gestion fondées sur le modèle de production excédentaire parce que ce dernier tend à sous-estimer la biomasse du stock et U^{RMD} . Par conséquent, l'utilisation d'un tel taux entraînerait une augmentation de la taille du stock évalué.

Dans les projections, des évaluations simulées sont menées tous les deux ans. Entre les années d'évaluation, on utilise les prises constantes. Pour la procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge, on a utilisé le TAC cible pondéré pour 2020 (tableau 7), tandis que pour la procédure de gestion fondée sur la production excédentaire, on a appliqué la règle de contrôle des prises pour 2020 (figure 4).

Pour les procédures de gestion fondées sur les indices de relevé, on a établi les TAC en ajustant les valeurs de l'année précédente selon l'estimation du changement proportionnel de la biomasse du stock (décrit précédemment), selon l'équation suivante :

$$TAC_t = \begin{cases} TAC^{Plancher} & \Delta\hat{B}_t \leq \delta_{min} \\ (1 + m_{desc}\Delta\hat{B}_t)TAC_{t-1} & \delta_{min} < \Delta\hat{B}_t \leq 0 \\ (1 + m_{asc}\Delta\hat{B}_t)TAC_{t-1} & 0 < \Delta\hat{B}_t \leq 0,25 \\ (1,25)TAC_{t-1} & \Delta\hat{B}_t > 0,25 \end{cases}$$

Dans celle-ci, m_{desc} et m_{asc} représentent les pentes ascendantes et descendantes permettant d'ajuster les prises et $\delta_{min} = -50 \%$ représente la baisse la plus importante permise pour les indices pondérés avant la fermeture des pêches commerciale et récréative pour l'année en question (figure 4). Les pentes ascendantes et descendantes varient de 0,9 à 1,0 et de 1,0 à 1,1 pour m_{asc} et m_{desc} , respectivement. Elles ont été ajustées pour différentes procédures de gestion fondées sur les tendances des indices de relevé afin qu'on puisse éviter des déclin de la biomasse au cours des dix premières années (c.-à-d. objectif 2). L'augmentation maximale du TAC est limitée à 25 % et le plancher ($TAC^{Plancher}$) est établi en fonction des prises à l'échelle de la côte qui ont été attribuées aux pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR), soit 18,9 t, et aux relevés scientifiques, soit 15,8 t, dans le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) de 2019. Les prises attribuées aux pêches ASR sont réparties également entre les zones septentrionale et méridionale chaque année, tandis que les prises relatives aux relevés sont réparties entre les deux zones de façon proportionnelle, selon les secteurs de relevé de la PHMA étudiés dans chaque zone. Pour la procédure de gestion fondée sur les

tendances des indices de relevé, on a utilisé le TAC cible pondéré (tableau 7) pour la première année projetée (2020).

Voici des versions de recharge pour cette procédure de gestion : i) $\delta_{\min} = -100\%$ (idx_dec100); ii) $TAC_{Nord}^{Plancher} = 62$ t et $TAC_{Sud}^{Plancher} = 38$ t (idxFir); iii) TAC de 100 t pour la première année, soit 2020 (idx_2020).

On a effectué une étape supplémentaire de lissage afin de générer les TAC à partir des procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge et les tendances des indices de relevé. Cette étape visait à limiter la variation interannuelle des TAC causée par la grande variabilité des indices de relevé et par une augmentation brusque à court terme entre les TAC existants pour le stock étudié et les TAC utilisés dans les procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge (c.-à-d. le modèle qui vise à stabiliser la biomasse à un niveau semblable aux niveaux actuels). Les simulations préliminaires ont montré que les TAC générés à partir des procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge affichent une grande augmentation brusque au cours de la première année projetée. Ainsi, l'étape de lissage fournit une option pour que la transition vers ces TAC soit plus graduelle.

Voici la formule de lissage utilisée :

$$TAC_t^{Smuv} = \lambda TAC_t + (1 - \lambda) TAC_{t-1}^{Smuv}$$

Dans celle-ci, on a utilisé $\lambda = 0,50$ dans les simulations actuelles (cette variable peut être fixée à toute valeur de la plage 0 à 1, selon le degré de lissage désiré).

La procédure de gestion des prises selon l'âge fondée sur un outil de lissage (caaSmuv) permet d'obtenir une valeur cible de F plus élevée que celle obtenue à l'aide d'une procédure de gestion non fondée sur un outil de lissage (caa). Elle permet aussi la mise en œuvre de façon progressive des TAC cibles pondérés de 175 t et de 116 t dans les zones septentrionale et méridionale, respectivement, pendant une période de deux ans (2020 et 2021). Pour la procédure de gestion des prises selon l'âge non fondée sur un outil de lissage et toutes les procédures de gestion fondées sur les tendances des indices de relevé, on prévoit la mise en œuvre des TAC cibles de 166 t et de 107 t dans les zones septentrionale et méridionale, respectivement, dès 2020.

On a aussi testé les erreurs de dépassement relatives aux prises des pêches ASR et récréative pour lesquelles les prises réalisées pour les pêches ASR (idx_2xFSC, caa_2xFSC, sp_2xFSC) ou récréative (idx_2xRec, caa_2xRec, sp_2xRec) ont été fixées de façon à doubler les TAC attribués pour ces secteurs. Pour ces procédures de gestion, on a présumé que les dépassements de prises étaient déclarés et que les procédures de gestion fondées sur des évaluations généraient ainsi les véritables prises totales.

Pour 2019, les TAC ont été fixés à 74,2 t dans la zone septentrionale et à 41,5 t dans la zone méridionale, et ce, pour toutes les procédures de gestion, d'après les prises projetées pour 2019 (tableau 9). Le tableau 10 présente l'attribution des TAC annuels entre les différentes flottilles de pêche pour les années projetées.

2.5 MESURES DE RENDEMENT

Pour évaluer les procédures de gestion au moyen de simulations, on doit utiliser des indicateurs de rendement quantitatifs pour chaque objectif de pêche. Les indicateurs de l'état du stock sont tous mesurés au moyen de la véritable biomasse féconde provenant de modèles opérationnels et, au besoin, de la période correspondant à 1,5 génération pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures (57 ans), calculée à l'aide des estimations de la mortalité naturelle issues du modèle opérationnel de référence, soit de $M = 0,038$ à $0,039$ /année (tableau 5). On a utilisé

l'âge moyen des individus du stock de géniteurs à un taux d'exploitation nul pour calculer la durée d'une génération (G), soit 38 ans pour le stock étudié (Cox *et al.* 2011²), au moyen de l'équation suivante :

$$G = \frac{\sum_{a=1}^A a S_a m_a}{\sum_{a=1}^A S_a m_a}$$

Dans celle-ci, la maturité à un âge donné (m_a) est représentée par l'équation EQ.1 (tableau 2) et la survie à un âge donné (S_a) est représentée par les équations E.2 et E.3 (tableau 2).

L'objectif 1 peut être décrit de façon probabiliste comme $P(B_{2076} > PRL) \geq 0,95$. On a simplement comparé cette probabilité à la proportion des 100 reproductions des simulations effectuées pour laquelle la biomasse féconde issue du modèle opérationnel pour 2076 est supérieure à $0,4B_{RMD}$.

Les statistiques de rendement pour l'objectif de rétablissement 2, qui est fondé sur la biomasse, et pour d'autres quantités pouvant présenter un intérêt figurent dans le tableau 11. Chaque statistique est calculée pour une reproduction des simulations, puis le rendement de la procédure de gestion évaluée est résumé au moyen de la médiane des statistiques liées aux 100 reproductions. On a calculé les mesures de rendement séparément pour les quatre modèles opérationnels propres à chaque stock, puis on a pondéré ces mesures afin de créer un tableau du rendement pondéré pour chaque zone. Les mesures de rendement de chaque modèle opérationnel sont présentées dans l'annexe D, à titre de référence.

3 RÉSULTATS

3.1 CONDITIONNEMENT DES MODÈLES OPÉRATIONNELS

Les scénarios de données de rechange ont produit une grande variété d'estimations relatives à l'état du stock ainsi que des paramètres biologiques et de gestion (tableau A.2 de l'annexe A) générés par les 24 modèles opérationnels. Certains scénarios n'étaient pas plausibles en raison des données historiques concernant la pêche et de la biologie de l'espèce; ils n'ont donc pas été retenus. Voici des exemples d'éléments rendant des modèles opérationnels non plausibles : des configurations générant des estimations pour lesquelles le MSY à l'échelle de la côte était supérieur à 500 t; des valeurs de la biomasse féconde actuelle supérieures à 20 000 t dans la zone septentrionale ou la zone méridionale (se produit lorsque $M > 0,04/\text{année}$); des valeurs de la biomasse largement supérieures à B_0 pour la période de 1960 à 1990 visant à expliquer les prises nombreuses dans les années 1980 et 1990. Les modèles opérationnels retenus ont été classés dans quatre groupes généraux, selon les données d'entrée et les paramètres estimés. On a choisi un modèle pour chacun des quatre groupes correspondant à une zone donnée afin de représenter l'ensemble des comportements des modèles opérationnels (voir l'annexe A pour un résumé de chaque modèle opérationnel et une description du processus de sélection).

3.1.1 Ajustements des modèles opérationnels aux indices de biomasse

Les séries chronologiques des indices de biomasse sont toutes courtes par rapport à la longévité et à l'historique de pêche du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures. Par conséquent, il n'y a pas de tendance à long terme provenant de relevés permettant d'évaluer la

² Cox, S.P., Kronlund, A.R. et Lacko, L. 2011. Management procedures for the multi-gear Sablefish (*Anoplopoma fimbria*) fishery in British Columbia, Canada. Centre for Scientific Advice Working Paper P2010-05. 166 p.

diminution globale du stock qui semble s'être produite pendant la période de 1980 à 2000. Ainsi, les ajustements des modèles aux données de relevé concernent surtout les moyennes des données du relevé de la PHMA et possiblement quelques déclin récents dans la zone septentrionale observés dans le cadre du relevé de la IPHC (figure 6). Même si le bruit associé aux ajustements semble assez important, la plupart des CV des indices de relevé estimés sont raisonnables (dans la plage de 20 à 30 %), à l'exception du CV de l'indice IPHC_S, qui est estimé à 36 %. Le CV le plus élevé et une tendance résiduelle relativement forte pour l'indice connexe se sont produits parce que le modèle opérationnel de référence pour le stock de la zone méridionale affichait une augmentation de la biomasse pour la période de 2006 à 2018, même si les données du relevé de la IPHC indiquent un déclin depuis environ 2005 (figure 6, IPHC_S). On a tenu compte du CV élevé dans les projections et de l'autocorrélation négative associée aux indices du relevé de la IPHC en utilisant une marche aléatoire pour la sélectivité variable dans le temps relative au relevé de la IPHC (voir la section 2.4.1 pour des renseignements détaillés).

3.1.2 Ajustements des modèles opérationnels aux données sur la composition selon l'âge

Les données sur la composition selon l'âge pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures montrent de vastes distributions de l'abondance parmi les classes d'âge. Toutes les distributions ont un groupe principal d'individus appartenant aux classes d'âge de 20 à 35 ans ainsi qu'une classe d'âge maximal très forte d'individus d'âge 65+ (figure 7, voir l'annexe D pour tous les ajustements aux données sur la composition selon l'âge). Le modèle opérationnel de la zone septentrionale est relativement bien ajusté aux données sur la composition selon l'âge provenant du relevé de la PHMA; les écarts-types de l'erreur d'observation estimés varient de 0,66 à 0,88 pour les deux sous-zones. Le modèle opérationnel de la zone méridionale est ajusté de façon moins précise; les écarts-types de l'erreur d'observation estimés varient de 0,94 à 0,99 (tableau 4). La différence entre ces ajustements s'explique probablement par le nombre beaucoup plus élevé d'échantillons prélevés dans la zone septentrionale (489 à 2 826 par année) que dans la zone méridionale (144 à 560 par année).

Les ajustements aux données sur la composition selon l'âge provenant du relevé de la IPHC (écarts-types de 1,03 à 1,54) n'étaient pas aussi bons que les ajustements aux ensembles de données du relevé de la PHMA, probablement parce qu'en moyenne, moins de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures sont capturés dans le cadre des activités de relevé de la IPHC dans les zones septentrionale (183 à 916 individus par année) et méridionale (98 à 319 individus par année). Par conséquent, les données annuelles sont parfois bruyantes et limitées lorsqu'elles sont séparées selon les 65 classes d'âge. Les activités de relevé de la IPHC ne sont pas précisément conçues pour échantillonner le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures; il n'est donc pas surprenant que les ajustements connexes soient moins bons. D'ailleurs, on a observé des différences semblables entre le relevé à station fixe occasionnel et le relevé aléatoire stratifié ciblant la morue charbonnière des eaux canadiennes. En effet, le relevé aléatoire stratifié fournit des données sur la composition selon l'âge qui sont mieux ajustées aux modèles de l'espèce (Cox *et al.* 2011, Cox *et al.* 2019).

L'ajustement au seul ensemble de données sur la composition selon l'âge de 1999 provenant de la pêche au chalut dans la zone septentrionale est également assez bon; les écarts-types estimés varient de 0,47 à 0,53. On a également obtenu une bonne précision (écarts-types de 0,32 à 0,34) lorsqu'on a combiné les modèles opérationnels de référence des zones septentrionale et méridionale pour ajuster les données sur la composition selon l'âge relatives à la pêche à la palangre (pêche aux lignes) de stocks mélangés à l'échelle de la côte.

Aucun modèle opérationnel n'était adéquatement ajusté aux proportions observées dans le groupe d'âge 65+ (figure 7). En fait, les modèles sont tous biaisés positivement, en moyenne, pour cette classe d'âge. Pour ces ensembles de données, les individus appartenant à la classe d'âge 65+ sont nés avant 1954, ce qui se rapproche de la première année pour laquelle on a estimé le recrutement annuel. Par conséquent, on a présumé que la plupart des individus de cette classe d'âge provenaient du niveau de recrutement déterministe à un taux d'exploitation nul. Les individus de la cohorte de 1952, en particulier, auraient eu entre 52 et 55 ans lorsqu'on a commencé à échantillonner des données sur la composition selon l'âge dans le cadre des relevés de la IPHC et de la PHMA. À ces âges, ces individus étaient donc seulement présents à une faible prévalence dans les données sur la composition selon l'âge pendant les 10 à 13 années précédant leur entrée dans la classe d'âge 65+. On devrait étudier les lacunes en matière d'ajustement, particulièrement pour les données du relevé de la PHMA, lors des futures évaluations, possiblement en réexaminant les vagues de recrutement stochastiques antérieures à 1952. Par contre, les analyses préliminaires connexes ne sont pas prometteuses parce qu'un ensemble élargi d'écart de recrutement (p. ex., jusqu'à 1945) a produit une hausse momentanée de la biomasse étrangement importante juste avant les activités de pêche intenses des années 1980 et 1990.

Selon les estimations, la sélectivité selon l'âge montre que le recrutement à la pêche aux lignes commence habituellement vers les âges 12 et 13 (25 % de la sélectivité maximale) et que la pleine sélectivité (> 95 % de la sélectivité maximale) est atteinte avant l'âge 21 (figure 8). Pour la pêche au chalut, la sélectivité est plus tardive, mais on sait que cette observation est fondée sur un ensemble de données sur la composition selon l'âge et que peu de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures sont capturés dans le cadre de cette pêche. Pour la pêche récréative, la sélectivité est beaucoup plus hâtive (25 % de la sélectivité maximale à l'âge 5 et 95 % à l'âge 12), mais cette observation reflète principalement l'hypothèse préalable fondée sur les estimations provenant des activités de pêche menées dans l'État de Washington. Pour les relevés de la PHMA et de la IPHC, le recrutement à la pêche est beaucoup plus tardif que pour les pêches à la palangre et récréative; il se produit à environ 18 à 21 ans (25 % de la sélectivité maximale). La pleine sélectivité est atteinte à l'âge de 31 ou de 32 ans.

La maturation du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures (figure B.11 de l'annexe B) se produit après le recrutement à la pêche récréative et avant le recrutement à la pêche aux lignes. Ceci indique qu'on devrait étudier l'incertitude concernant les prises récréatives et la sélectivité de la pêche commerciale aux lignes en échantillonnant des données sur la composition selon l'âge parce que la durabilité des futures activités de pêche dépendra probablement des TAC et de la répartition des prises connexe entre les flottilles de pêche commerciale à la palangre et de pêche récréative.

Estimations de la biomasse, du recrutement et de la mortalité par pêche

Les modèles opérationnels de référence pour les zones septentrionale et méridionale montrent un déclin de la biomasse marqué de 1980 à 2000, ce qui correspond à la période où les prises étaient maximales (figure 9). Les estimations des vagues de recrutement entre 1952 et 2002 dans la zone septentrionale montrent plusieurs cohortes importantes pendant les années 1950 et 1960, suivies par une autre cohorte importante au début des années 1980. Pour la zone méridionale, les estimations montrent trois cohortes importantes séparées par de longues périodes pendant lesquelles les vagues de recrutement étaient inférieures à la moyenne. Le moment précis associé à ce qui semble être la cohorte de 1952 n'est pas particulièrement fiable parce que les analyses de sensibilité pour l'année initiale ont montré que cette vague correspond à la première année pendant laquelle on a estimé le recrutement. Autrement dit, le fait de commencer l'estimation des erreurs de processus associées au recrutement en 1950 produirait une cohorte importante en 1950. Au contraire, les vagues de recrutement ultérieures

qui se sont produites près de 1980 et au début des années 2000 ne sont pas sensibles à l'année du début de l'estimation des erreurs de processus associées au recrutement. La mortalité par pêche a atteint un sommet environ à 10 % et à 17 % pour les zones septentrionale et méridionale, respectivement; il s'agissait principalement de prises provenant de la flottille de pêche aux lignes.

Aucun stock n'a diminué suffisamment pour afficher une variation de la taille du stock reproducteur hautement informative permettant d'estimer le taux de variation de la fonction stock-recrutement (figure 10). Les rapports entre les variances *a posteriori* et *a priori*, soit 0,73 (modèle opérationnel de référence), 1,0 (modèle 2), 1,0 (modèle 3) et 0,89 (modèle 4), indiquent que seules les données du modèle de référence et du modèle 4 fournissent des renseignements sur la relation stock-recrutement.

3.1.3 Estimations des paramètres, points de référence biologiques et état du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures à l'heure actuelle

La biomasse actuelle issue des quatre modèles opérationnels varie d'environ 2 600 à 8 200 t dans la zone septentrionale, d'environ 1 900 à 4 400 t dans la zone méridionale et d'environ 4 500 à 12 600 t à l'échelle de la côte (figure 11 et tableau 5). La plage de chaque zone est beaucoup plus grande que l'incertitude statistique liée à un modèle opérationnel précis. Aucun facteur unique ne permet d'expliquer clairement ces grandes plages de biomasse parce que la mortalité naturelle, les niveaux de prises absolus et les données historiques sur le recrutement ont tous une incidence sur les estimations liées à la biomasse et au recrutement, de façon directe ou indirecte. De façon générale, les modèles dans lesquels 1960 est l'année initiale ont généré les valeurs les plus élevées pour la biomasse à un taux d'exploitation nul et la biomasse actuelle, et les modèles dans lesquels on a utilisé les prises commerciales correspondant à la limite inférieure ont généré les valeurs les plus faibles pour ces paramètres.

Aucun des quatre modèles opérationnels n'indique que dans les zones septentrionale ou méridionale, le sébaste aux yeux jaunes a été pêché à moins de 20 % de la biomasse à un taux d'exploitation nul ou à moins de 40 % de B_{MSY} , comme il avait été déduit dans les évaluations précédentes (figure 11). Selon le modèle, les estimations de la diminution de la biomasse féconde par rapport à la biomasse à un taux d'exploitation nul vont de 29 à 51 % pour la zone septentrionale, de 21 à 43 % pour la zone méridionale et de 27 à 48 % pour la zone à l'échelle de la côte (tableau 5). Ces estimations correspondent à une plage de pourcentages de B_{MSY} , soit 111 à 185 % pour la zone septentrionale, 75 à 154 % pour la zone méridionale et 96 à 173 % pour la zone à l'échelle de la côte. Les estimations de l'état du stock pondérées à l'échelle de la côte, qui figurent dans la dernière ligne du tableau 5, sont pertinentes pour les normes du COSEPAC.

Les modèles opérationnels de référence, auxquels on a attribué 50 % de la pondération totale des modèles opérationnels dans les projections relatives aux procédures de gestion, ont généré des estimations de la biomasse féconde actuelle de 4 500 t et de 3 300 t dans les zones septentrionale et méridionale, respectivement, ce qui correspond à 31 et à 30 % de la biomasse à un taux d'exploitation nul, et à 123 et à 118 % de B_{MSY} .

Les valeurs estimées de F_{MSY} et du MSY issues des modèles opérationnels de référence sont de 0,053/année et de 210 t, respectivement, pour la zone septentrionale, et de 0,052/année et de 160 t, respectivement, pour la zone méridionale. Comme le montrent les modèles opérationnels, l'utilisation des valeurs de F_{MSY} à titre de référence pour les taux de mortalité par pêche dans les règles de contrôle des prises entraînera des déclin des stocks (c.-à-d. vers B_{MSY}) dans le futur, et ce, même si elle est conforme à l'approche de précaution du MPO concernant les pêches (MPO 2009). De tels déclin seraient incompatibles avec l'objectif initial,

soit l'évaluation des politiques de rétablissement. Ainsi, des déclinis à court terme seraient incompatibles avec l'objectif de rétablissement 2, qui vise à limiter la probabilité que de tels déclinis se produisent. Par conséquent, on a ajusté les taux de mortalité par pêche pour les procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge et les pentes ascendantes et descendantes pour les procédures de gestion fondées sur les tendances des indices de relevé qui, en moyenne, visaient à éviter les déclinis de la biomasse du stock et à maintenir une biomasse stable au cours des dix prochaines années (figure 4, et tableau 7).

3.1.4 Comparaison entre le modèle opérationnel de référence et le modèle de production excédentaire à l'échelle de la côte de 2014

Comme prévu, la courbe de rendement du modèle opérationnel de référence fondé sur les prises selon l'âge est asymétrique près de B_{MSY} et affiche un décalage vers la gauche en raison d'une valeur de B_0 inférieure à celle de la courbe de rendement du modèle de production excédentaire (redessinée d'après le document de Yamanaka *et al.* 2018), qui est tirée de l'évaluation précédente (figure 12). Ce décalage est tellement important que la valeur de B_{MSY} du modèle opérationnel de référence fondé sur les prises selon l'âge se situe au niveau du PRL du modèle de production excédentaire de 2014. Malgré les différences liées à la forme des courbes, il y a peu de différences entre les estimations du MSY (370 t pour le modèle opérationnel de référence fondé sur les prises selon l'âge et 349 t pour l'évaluation de 2014).

Les estimations de la biomasse de 2014 tirées du modèle opérationnel de référence fondé sur les prises selon l'âge et de l'évaluation de 2014 sont de 7,4 kt et de 4,6 kt, respectivement.

3.2 ÉVALUATION DES PROCÉDURES DE GESTION

On a simulé chaque procédure de gestion proposée au moyen de chacun des quatre modèles opérationnels pour les zones septentrionale et méridionale de façon indépendante, puis on a combiné les données de sortie de tous les modèles opérationnels à l'aide du système de pondération 50 %–16,67 %–16,67 %–16,67 %. Dans la présente section, on fournit d'abord des exemples de reproductions des simulations effectuées au moyen des modèles opérationnels pour les zones septentrionale et méridionale dans le cadre de chacune des approches d'évaluation fondées sur des modèles. Ces exemples visent principalement à montrer les biais, la variabilité et le comportement rétrospectif de chaque modèle. Il est à noter que, même si les méthodes d'évaluation utilisées sont ajustées aux modèles opérationnels de référence (p. ex., au moyen de distributions *a priori* dérivées de ces modèles), elles doivent être bien adaptées à tous les modèles pour fournir un rendement pondéré adéquat. Par exemple, certaines des procédures fondées sur des modèles seront biaisées à la baisse parce que pour celles-ci, on utilise la série de prises correspondant à la limite inférieure, tandis que pour les modèles opérationnels de rechange, on utilise la série de prises reconstituées, qui comporte davantage de données.

On présente ensuite la biomasse féconde, les prises, la mortalité par pêche et les valeurs de recrutement qui correspondent à chaque reproduction des simulations susmentionnée pour trois procédures de gestion au moyen de ce qui suit : i) une évaluation des prises selon l'âge (caa) effectuée tous les deux ans; ii) une évaluation de la production excédentaire (sp) effectuée tous les deux ans; iii) une estimation empirique fondée sur les tendances des indices de relevé (idx) effectuée annuellement.

Finalement, on fournit les ensembles de projections pondérées issues des modèles opérationnels qui correspondent à la diminution de la biomasse féconde et aux prises afin de montrer les distributions prévues de ces paramètres pour les procédures de gestion fondées sur les évaluations sp, caa, caaSmuv, idx, et idxSmuv, et les méthodes de lissage connexes. Des

ensembles semblables qui sont propres à chaque modèle opérationnel et à chaque zone sont présentés dans l'annexe D.

3.2.1 Rendement des procédures de gestion

Comportement de méthodes d'évaluation simulées

La méthode d'évaluation de la production excédentaire sous-estime les composantes de la biomasse féconde et de la biomasse exploitable des modèles opérationnels de référence, 2 et 3. Par contre, le biais est plus important pour la zone septentrionale que pour la zone méridionale, ainsi que pour le scénario de données du modèle opérationnel 2 (prises correspondant à la limite inférieure et 1960 comme année initiale) par rapport aux autres scénarios (figure 13). Le modèle de production excédentaire ne présente presque aucun biais selon le modèle opérationnel 4, pour lequel on utilise les prises correspondant à la limite inférieure et 1918 comme année initiale, qu'on combine pour produire la biomasse absolue la plus faible. Le modèle de production excédentaire affiche aussi une variabilité interannuelle élevée pour les estimations, en partie parce qu'on a présumé que la composante relative à l'erreur de processus de l'erreur estimée totale était élevée (33 %). Il est également à noter qu'occasionnellement, certaines estimations issues de modèles de production excédentaire sont aberrantes, ce qui se produit lorsqu'un modèle ne peut pas converger en moins de trois tentatives répétées (une certaine instabilité des paramètres initiaux est observée chaque fois). On peut limiter l'incidence de cette situation sur les TAC en utilisant les estimations correspondant au modèle le plus récent ayant convergé. Le lissage des TAC permet aussi de limiter ces effets dans les simulations. Dans tous les cas, le comportement du modèle de production excédentaire pourrait être décrit comme quelque peu imprévisible. Il pourrait être avantageux d'ajuster davantage le modèle afin de limiter les estimations des paramètres, même s'il est possible que cet ajustement ne réduise pas le biais.

Les modèles d'évaluation fondés sur les prises selon l'âge sont beaucoup moins imprévisibles que les modèles de production excédentaire pour une même simulation (figure 14). Généralement, les modèles des prises selon l'âge affichent un biais moins important parce que leur structure est très semblable à celle des modèles opérationnels. Pour les modèles de référence, en particulier, les évaluations fondées sur les prises selon l'âge montrent un comportement relativement bon et peu de tendances rétrospectives, tandis que pour les modèles opérationnels de rechange non définis, on a observé une augmentation des biais et des tendances rétrospectives. Comme pour le modèle de production excédentaire, c'est le scénario du modèle opérationnel 2 (prises correspondant à la limite inférieure et 1960 comme année initiale) qui affiche le biais de sous-estimation le plus important, surtout pour la zone septentrionale. Le modèle des prises selon l'âge produit aussi une surestimation de la biomasse pour le plus petit stock (modèle opérationnel 4).

Les modèles des prises selon l'âge et de production excédentaire produisent des estimations semblables pour le MSY et le paramètre B_{MSY} , mais des estimations très différentes pour la relation de B_{MSY} par rapport à B_0 et pour la taille actuelle du stock évalué par rapport à B_{MSY} (figure 15).

Comportement des procédures de gestion selon des méthodes d'évaluation de rechange

Lorsqu'elles étaient comprises dans les procédures de gestion les méthodes d'évaluation de rechange ont généré des données de sortie différentes pour la biomasse féconde et les prises de la zone septentrionale (figure 16). Le modèle de production excédentaire, qui a tendance à sous-estimer la biomasse et la mortalité par pêche optimale, établit de faibles TAC qui entraînent de fortes augmentations de la biomasse féconde dans les scénarios des modèles

opérationnels de référence, 2 et 3 (annexe D). La procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge maintient la biomasse féconde près du niveau actuel (2018), comme prévu, parce que le modèle connexe n'est généralement pas biaisé et que la valeur F de référence (Fajusté) a été choisie pour maintenir une biomasse féconde constante. L'approche fondée sur les tendances d'indices de relevé maintient aussi la biomasse féconde près du niveau de 2018 pour les 20 premières années. Par après, le stock augmente lentement parce qu'on a ajusté les pentes ascendantes et descendantes relatives à la règle de contrôle des prises de cette approche (figure 4) afin d'éviter des déclinis au cours des dix premières années. En outre, les niveaux de prises relatifs à l'approche fluctuent de façon importante d'une année à l'autre.

Pour la zone méridionale, les différences relatives à la biomasse féconde et aux prises pour les approches d'évaluation de rechange étaient faibles (figure 17). Le modèle de production excédentaire est moins biaisé pour cette zone, ce qui fait en sorte que davantage de projections des prises et de la biomasse féconde sont semblables à celles de la procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge. La variabilité interannuelle des prises demeure élevée en raison de la variation liée aux estimations des paramètres tirées du modèle de production excédentaire. Plutôt que de produire une biomasse stable comme pour la zone septentrionale, l'approche fondée sur les tendances d'indices de relevé a généré une biomasse féconde affichant une augmentation rapide pour la zone méridionale ainsi que des TAC affichant une diminution vers la fin de la simulation.

3.2.2 Projections pondérées relatives à des procédures de gestion données pour la zone septentrionale

Procédures de gestion fondées sur le modèle de production excédentaire

Comme pour le comportement de reproductions des simulations individuelles (figures 16 et 17), la biomasse féconde pondérée relative à la procédure de gestion fondée sur la production excédentaire a augmenté à 40 à 70 % de la biomasse à un taux d'exploitation nul au cours de la période projetée de 57 ans pour la zone septentrionale (figure 18, graphiques « sp »). Les TAC annuels suivent généralement les augmentations de la biomasse, mais dans les dernières années projetées, des défaillances plus fréquentes du modèle de production excédentaire ont entraîné des TAC au comportement instable. Ce comportement est dû à la différence structurelle en matière de productivité entre les modèles opérationnels et le modèle de production excédentaire. Ce dernier sous-estime la production disponible; il devient donc instable lorsque des augmentations du stock à long terme se produisent alors que les niveaux de prises dépassent la production. Les erreurs de processus en matière de production compensent probablement les divergences à court terme, mais celles-ci doivent avoir une moyenne d'environ zéro à long terme, ce qui produira des corrections de plus en plus importantes liées à la vraisemblance générale. Le fait de permettre un plus grand potentiel d'adaptation pour les paramètres du modèle de production excédentaire ou un meilleur rendement de la marche aléatoire pourrait améliorer le rendement des estimations à long terme, mais le comportement à court terme pourrait devenir plus imprévisible lorsque les estimations de paramètres varient alors que les séries chronologiques demeurent courtes (Cox *et al.* 2019).

Le fait de doubler les prises récréatives pour qu'elles dépassent les TAC déterminés par la procédure de gestion fondée sur la production excédentaire (sp_2xRec) a eu peu d'effets sur l'efficacité en matière de conservation de cette procédure parce que les TAC sont déjà faibles par rapport à la productivité du stock étudié. Par conséquent, les prises supplémentaires augmentent simplement les statistiques relatives aux prises moyennes (tableau 12).

Procédures de gestion fondées sur le modèle des prises selon l'âge

La diminution de la biomasse féconde pondérée pour les procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge reflète le taux de mortalité par pêche de référence ajusté qu'on a prévu pour que la biomasse demeure relativement constante, à un niveau semblable au niveau actuel (figure 18, graphique « caa »). Pour la période projetée de 57 ans, la valeur médiane de la biomasse finale pondérée est de $0,36B_0$ et la probabilité de déclin associée au cours des dix premières années projetées est de 48 % (tableau 12).

Les TAC ont augmenté de la valeur projetée pour 2019, soit 74 t, à la valeur pondérée pour 2020, soit 166 t. Ensuite, on a établi les TAC tous les deux ans, en fonction de la règle des procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge calculée avec une valeur de F de référence ajustée, soit 0,035/année. Les prises moyennes pondérées sont de 193 t pour les dix premières années (de 2020 à 2029). Elles diminuent ensuite légèrement pour le reste de la période projetée étant donné que le biais relatif au modèle d'évaluation des prises selon l'âge a été réduit (figure 17).

La procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge à laquelle on a ajouté un outil de lissage (caaSmuv) produit un peu moins de prises au cours des cinq premières années projetées que la même procédure sans outil de lissage (caa) parce qu'elle produit une augmentation des prises plus graduelle jusqu'à 124 t en 2020 et permet d'atteindre le TAC cible de 175 t en 2021 (tableau 12). L'outil de lissage permet l'utilisation d'une valeur F de référence ajustée de 0,039/année pour qu'on puisse obtenir la même probabilité de déclin au cours des dix premières années projetées que celle de la procédure de gestion sans outil de lissage. Par ailleurs, le lissage a eu peu d'effets sur la distribution de la biomasse à long terme ou des TAC, probablement parce que les TAC générés par cette approche sont déjà relativement lisses (figure 18, graphiques « caaSmuv »). Les TAC affichent une importante augmentation initiale pour les deux procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge, qui correspond à la différence entre les TAC actuels (la plupart sont tirés d'une évaluation fondée sur la production excédentaire) ainsi que la biomasse et l'état du stock estimés, qui sont plus élevés dans les modèles opérationnels structurés selon l'âge. Les ensembles de valeurs de la biomasse féconde montrent aussi que la procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge fait relativement bonne figure malgré le fait que la biomasse est largement surestimée selon le modèle opérationnel 4, qui est représenté dans 16,67 % des ensembles de simulations (probablement la limite inférieure).

Le fait de doubler les prises des pêches ASR pour qu'elles dépassent les valeurs déterminées par les procédures de gestion a augmenté la probabilité d'un déclin à court terme de 48 % pour la procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge de référence jusqu'à 57 % pour la même procédure pour laquelle on a doublé les prises des pêches ASR. De même, le fait de doubler les prises récréatives a eu une incidence encore plus importante (probabilité d'un déclin à court terme de 72 %) en raison des prises plus importantes effectuées par le secteur de la pêche récréative et d'un plus jeune âge de recrutement à la pêche. Comme indiqué plus haut, il pourrait être pertinent de régler l'incertitude relative à la sélectivité de la pêche récréative.

Procédures de gestion empiriques fondées sur les tendances des indices de relevé

La procédure de gestion empirique fondée sur les tendances des indices de relevé de référence (idx) a généré une probabilité de déclin pendant les dix premières années projetées de 43 % et une augmentation de la biomasse féconde pondérée à la fin de la période projetée de 57 ans (figure 17, graphiques « idx »). Contrairement aux procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge, le lissage a eu l'effet important de réduire la variabilité interannuelle des TAC, aux dépens d'une réduction du TAC moyen au cours des dix premières années projetées. Les TAC plus faibles, à leur tour, ont réduit la probabilité qu'un déclin se produise au cours des

dix premières années à 26 % et ont entraîné une augmentation des prises au cours de la période projetée de 57 ans. Au contraire, la procédure de gestion fondée sur les tendances des indices de relevé de référence sans outil de lissage (idx) a produit une diminution des prises au cours de la période projetée, probablement parce qu'elle a été réalisée au moyen d'une règle de contrôle des prises plus prudente (c.-à-d. augmentation lente et diminution rapide) avec une pente descendante plus abrupte ($m_{desc.} = 1,1$) que la pente ascendante ($m_{asc.} = 0,9$, figure 4b).

Le fait de doubler les prises des pêches ASR et les prises récréatives a eu des effets semblables sur les procédures de gestion fondées sur les tendances des indices de relevé, même si l'incidence de l'augmentation des prises récréatives était encore plus importante (probabilité d'un déclin à court terme de 88 %). Les procédures de gestion idx_dec100 et idxFlr n'étaient pas différentes des procédures de gestion fondées sur les tendances des indices de relevé de référence.

3.2.3 Projections pondérées relatives à des procédures de gestion données pour la zone méridionale

Procédures de gestion fondées sur le modèle de production excédentaire

Comme pour la zone septentrionale, la procédure de gestion fondée sur le modèle de production excédentaire (sp) a produit une augmentation de la biomasse féconde et des TAC au cours de la période projetée de 57 ans. Le niveau de biais le plus faible dans les modèles de production excédentaire de la zone méridionale a stabilisé le comportement des modèles, ce qui empêche les défaillances de convergence et les fermetures de pêche (figure 19, graphiques « sp »). Les faibles estimations de la biomasse générées par le modèle de production excédentaire pour les premières années ont produit des probabilités relativement élevées, soit de 56 % et de 44 %, que les TAC soient inférieurs à 38 t (valeur minimale pour que les activités de pêche puissent avoir lieu) au cours des cinq ou des dix premières années, respectivement (tableau 13).

Le fait de doubler les prises récréatives pour qu'elles dépassent les TAC déterminés par la procédure de gestion fondée sur la production excédentaire dans la zone méridionale a eu peu d'effets sur l'efficacité en matière de conservation de cette procédure parce que les TAC étaient déjà faibles par rapport à la productivité des stocks dans les modèles opérationnels. Par conséquent, les prises supplémentaires ont simplement augmenté les statistiques relatives aux prises moyennes (tableau 13, ligne « sp_2xRec »).

Procédures de gestion fondées sur le modèle des prises selon l'âge

Le rendement de la procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge dans la zone méridionale est semblable à celui de cette procédure dans la zone septentrionale, à l'exception des TAC des premières années projetées qui ont augmenté de façon beaucoup plus importante (figure 19, graphiques « caa » et « caa_Smuv »). La procédure de gestion a généré des TAC plus élevés au cours des dix premières années projetées; les TAC cibles pondérés sont passés de 41,5 t en 2019 à 107 t en 2020, puis ont augmenté de 141 à 182 t de 2021 à 2029, lorsqu'on a utilisé une valeur F de référence ajustée de 0,036/année. Après les dix premières années projetées, les prises ont diminué étant donné que dans le modèle d'évaluation des prises selon l'âge, les estimations de la biomasse ont été révisées à la baisse, à un niveau se rapprochant de la biomasse générée par les modèles opérationnels. La plupart des TAC générés par les modèles opérationnels pondérés ont varié de 100 à 163 t pour le reste de la période projetée. La biomasse féconde pondérée est demeurée stable pendant la période projetée, et ce, malgré les variations des TAC.

D'une part, la procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge à laquelle on a ajouté un outil de lissage de 50 % (caaSmuv) a produit un peu moins de prises à court terme que la même procédure sans outil de lissage (caa) parce qu'elle a produit une augmentation des prises plus graduelle jusqu'à 79 t en 2020, et a permis d'atteindre le TAC cible de 116 t en 2021. D'autre part, cet outil de lissage a eu peu d'effets sur le rendement à long terme après les cinq premières années projetées étant donné que la procédure de gestion à laquelle il a été appliqué permet une mortalité par pêche ajustée plus élevée, soit de 0,039/année. Celle-ci a entraîné des probabilités de déclin et des prises médianes semblables au cours des dix premières années projetées (tableau 13).

Le fait de doubler les prises des pêches ASR pour qu'elles dépassent les valeurs déterminées par les procédures de gestion de référence a augmenté la probabilité qu'un déclin à court terme se produise. Cette probabilité est passée de 45 % pour la procédure de gestion fondée sur les prises selon l'âge de référence jusqu'à 58 % pour la même procédure selon laquelle on a doublé les prises des pêches ASR et jusqu'à 88 % pour la procédure selon laquelle on a doublé les prises récréatives.

Procédures de gestion empiriques fondées sur les tendances des indices de relevé

Le rendement des procédures de gestion fondées sur les tendances des indices de relevé pour la zone méridionale était différent de celui pour la zone septentrionale (figure 19, graphiques « idx »). Plus précisément, pour la zone méridionale, ces procédures de gestion ont produit des tendances à la hausse de la biomasse féconde pondérée; la probabilité de déclin pondérée au cours de dix premières années projetées était inférieure à 5 %.

Le TAC médian pour la procédure de gestion de référence (idx) était de 104 t pour les dix premières années; la probabilité que les TAC soient inférieures à 38 t (valeur minimale pour que des activités de pêche puissent avoir lieu) était seulement de 2 % (tableau 13). Le TAC cible pondéré de 107 t a été utilisé en 2020, année après laquelle cette procédure de gestion a généré des captures très variables qui allaient généralement de 48 à 167 t au cours des neuf années suivantes. L'ajout d'un outil de lissage de 50 % (idxSmuv) a réduit la variabilité des prises comme suit : i) par l'adoption progressive de TAC plus élevés au cours des deux premières années (prises de 74 t en 2020 et de 107 t en 2020); ii) par l'application de l'outil de lissage de 50 % entre les TAC annuels ayant entraîné le plus de prises dans la plage de 83 à 134 t.

Le fait de doubler les prises des pêches ASR dans la zone méridionale a eu une incidence beaucoup plus faible sur le rendement que dans la zone septentrionale; la probabilité de déclin à court terme a augmenté de 5 % pour la procédure de gestion de référence à 19 % pour la procédure de gestion selon laquelle on a doublé les prises des pêches ASR. En outre, le fait de doubler les prises récréatives a eu une incidence importante semblable pour les zones méridionale et septentrionale; la probabilité de déclin à court terme a augmenté de 11 % pour la procédure de gestion de référence à 81 % pour la procédure de gestion selon laquelle on a doublé les prises des pêches récréatives. Les procédures de gestion idx_dec100 et idxFlr n'étaient pas différentes des procédures de gestion fondées sur les tendances des indices de relevé de référence.

4 DISCUSSION

Le présent document décrit une approche visant à évaluer les plans de rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures. On a élaboré une approche structurée selon l'âge hiérarchique pour conditionner les modèles opérationnels concernant la population étudiée en fonction de plusieurs scénarios relatifs aux données et aux paramètres incertains. On a ensuite

choisi un sous-ensemble de modèles opérationnels pour tester le rendement des procédures de rétablissement, dans le but d'établir les futures limites de prises de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures.

Tous les scénarios de modèles opérationnels indiquent que les stocks des eaux extérieures des zones septentrionale et méridionale ne se situent pas dans la zone critique définie dans la politique canadienne des pêches. Pour presque tous les modèles, on a considéré que le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures était actuellement dans la zone saine (biomasse supérieure à B_{MSY}), même si la biomasse a baissé rapidement, soit de 49 à 71 % dans la zone septentrionale et de 57 à 79 % dans la zone méridionale, au cours des deux dernières générations. Même si ces déclinés sont conformes aux caractéristiques du statut d'espèce préoccupante du COSEPAC, le risque de disparition de l'espèce est très faible à l'heure actuelle. Dans les faits, ce risque est négligeable selon les futures procédures de gestion fondées sur la rétroaction.

Il n'est pas étonnant que l'approche structurée selon l'âge hiérarchique fournisse une évaluation de l'état du stock différente de celle des évaluations précédentes, qui étaient fondées sur un modèle de production excédentaire à l'échelle de la côte. Cette approche permet de compenser le moment fixé pour le recrutement à la pêche du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, les relevés et la biomasse du stock; elle permet aussi à la courbe représentant la relation entre la production et la biomasse féconde d'avoir des formes considérablement différentes. Ces facteurs sont combinés afin d'indiquer l'existence de divers retards relatifs à la réponse de la biomasse aux activités de pêche et au recrutement d'individus d'âge 1, qui pourraient être simplifiés outre mesure par les approches de modélisation fondées sur la production excédentaire. En effet, ces approches étaient généralement biaisées à la baisse dans les simulations sur le rendement des procédures de gestion, sauf pour le scénario du modèle opérationnel 4 (utilisation des prises correspondant à la limite inférieure et de 1918 comme année initiale). Pour celui-ci, la plage de la biomasse et de la production se situait probablement entre les deux approches.

Selon les simulations, les procédures de gestion servant à établir les futurs TAC pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures ont montré un rendement satisfaisant ou possiblement satisfaisant pour une grande variété de scénarios de modèles opérationnels. Pour les procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge, on a utilisé des taux de mortalité par pêche ajustés afin que la biomasse du stock évalué demeure relativement stable pendant la période projetée; dans les zones septentrionale et méridionale, la biomasse s'est comportée comme prévu. Les procédures de gestion fondées sur des modèles de production excédentaire ou des tendances d'indices de relevé ont généré une variété d'augmentations ou de tendances stables pour la biomasse future du stock évalué. Les procédures de gestion fondées sur des tendances des indices de relevé ont été ajustées afin qu'on puisse éviter des déclinés de la biomasse au cours des dix premières années, ce qui a entraîné des augmentations à long terme ou des tendances stables de la biomasse future du stock, ainsi qu'une importante variabilité interannuelle des prises. Même si l'utilisation de modèles de production excédentaire a généralement entraîné des augmentations de la biomasse, ces résultats étaient dus à des biais de sous-estimation. De plus, ces modèles produisaient souvent des TAC affichant des tendances irrégulières. Il est probable que les propriétés indésirables des procédures de gestion fondées sur des tendances d'indices de relevé ou des modèles de production excédentaire puissent être améliorées grâce à des ajustements supplémentaires.

4.1 LIMITES ET RECHERCHES FUTURES

Le présent document décrit une approche axée sur la gestion qui visait initialement à élaborer des plans de rétablissement pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures. Par le choix

et le conditionnement de modèles opérationnels pour le stock évalué, on a déterminé que celui-ci n'a probablement pas besoin d'être rétabli. Toutefois, comme c'est le cas pour toutes les évaluations, cette conclusion comporte certaines limites.

4.1.1 Conditionnement des modèles opérationnels pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures

Premièrement, même si l'on a utilisé des données issues de relevés et des données sur la composition du stock selon l'âge, la quantité et la qualité de ces données demeurent limitées par rapport à la longévité de l'espèce et à la période pendant laquelle des activités de pêche du poisson de fond ont été menées en Colombie-Britannique. Par conséquent, des hypothèses liées à certains paramètres, émises sous forme de distributions *a priori*, pourraient avoir une influence considérable sur les résultats obtenus. Les hypothèses *a priori* relatives aux paramètres de variance sont rarement lourdes de conséquences et on n'a pas découvert qu'elles étaient associées à une grande sensibilité. Par contre, on a découvert que de façon générale, les distributions *a priori* informatives ou peu informatives concernant des taux de mortalité naturelle élevés ont généré des estimations de la mortalité naturelle élevées et des estimations de la biomasse élevées et irréalistes. Il n'existe pas beaucoup de données supplémentaires relatives à la composition du stock selon l'âge à un taux d'exploitation nul ni de données de marquage permettant d'estimer la valeur de M pour le stock étudié, ce qui signifie qu'on devra continuer d'utiliser des scénarios relatifs à la mortalité naturelle pour évaluer le stock et les procédures de gestion connexes.

Deuxièmement, les modèles opérationnels présentent des lacunes de correspondance, notamment une surestimation de la classe d'âge 65+ pour la composition du stock selon l'âge des individus et une sous-estimation de la tendance à la baisse pour les indices de relevé IPHC_S. Certaines lacunes pourraient découler de l'autopondération permise pour la vraisemblance générale relative aux modèles, c'est-à-dire qu'on n'a pas tenté la repondération itérative des données issues de relevés et des données sur la composition selon l'âge. De telles procédures sont nécessaires lorsqu'on utilise des valeurs de vraisemblance multinomiales pour les données sur la composition du stock parce que les valeurs de variance sous-entendues par la taille des échantillons sont habituellement trop faibles pour être réalistes. Par conséquent, des composantes de données multinomiales pourraient dominer la procédure d'ajustement générale. Les analyses de sensibilité indiquaient les valeurs de vraisemblance de la composition selon l'âge nécessaires pour obtenir une pondération à la baisse de 25 % afin qu'on puisse améliorer les ajustements relatifs à l'indice de relevé IPHC_S, qui a produit les pires ajustements pour les données sur la composition selon l'âge (annexe C). Dans le cadre des futures itérations du processus d'élaboration de modèles opérationnels pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, on devrait examiner la contribution relative de différents types de données aux estimations de paramètres donnés. Par ailleurs, le relevé de la IPHC a été conçu pour le flétan du Pacifique. Par conséquent, le fait que celui-ci ne soit pas bien adapté au sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures pourrait produire des tendances systématiques qui ne reflètent pas fidèlement les changements concernant l'abondance du stock (voir les analyses sur l'indice du IPHC dans l'annexe B.2).

Troisièmement, il semble y avoir un biais positif associé aux courbes de croissance des juvéniles (âges 1 à 6) estimées, ce qui pourrait entraîner une surestimation de la biomasse exploitable et une sous-estimation de la mortalité par pêche. Ce biais pourrait être faible parce que ces juvéniles ne feront pas partie de la biomasse exploitable ou de la biomasse féconde avant plusieurs années. Lorsqu'ils s'ajouteront à ces biomasses, le modèle de croissance sera un peu plus exact.

Lors des recherches futures, il serait important d'envisager la réalisation d'essais plus détaillés concernant les modèles opérationnels du stock étudié. Plus précisément, on devrait inclure des essais de simulation évaluant les biais et les propriétés liés à la précision. Ces essais permettraient également d'établir la robustesse des conclusions tirées de l'évaluation du rendement des procédures de gestion.

4.1.2 Sélection des modèles opérationnels pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures

L'approche utilisée afin de choisir quatre modèles opérationnels pour chaque zone visait à représenter le comportement typique prévu au moyen de combinaisons de données d'entrée, d'hypothèses concernant la mortalité naturelle et de séries de prises. De façon générale, cette approche semblait représenter assez bien la plage d'incertitude. Cependant, deux modèles opérationnels pour la zone méridionale (M.03_1960_lbComm du groupe 2 et baseM_1960_str2018_lbRec du groupe 1; tableau A.2 de l'annexe A) ont produit une baisse plus faible ($0,59B_{MSY}$) que les quatre modèles opérationnels inclus dans l'ensemble final. On n'a pas évalué précisément les procédures de gestion pour les deux scénarios produisant cette baisse parce que ceux-ci étaient fondés sur la série chronologique de prises correspondant à la limite inférieure, qui est considérée comme moins plausible que la série correspondant à la limite supérieure, et sur une importante distribution *a priori* de M ($\bar{M} = 0,03/\text{année}$, $\sigma_M = 0,0001$) pour le scénario du groupe 2 (voir l'annexe A). De plus, l'inclusion de ces scénarios n'a pas été demandée par l'équipe technique sur le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures ou le Groupe de gestion du poisson de fond, et la façon de les intégrer aux résultats pondérés en matière de rendement n'était pas évidente. Les défis relatifs à l'évaluation de la robustesse de procédures de gestion par rapport à des modèles opérationnels précis et moins plausibles sont communs aux évaluations de la stratégie de gestion. Dans le cadre de travaux futurs, on pourrait examiner les approches visant à intégrer les essais sur la robustesse aux processus officiels de sélection et de pondération des modèles opérationnels.

4.1.3 Simulations de procédures de gestion

Dans le cadre de la plupart des études concernant l'évaluation de procédures de gestion, on a émis de solides hypothèses concernant la mise en œuvre de telles procédures. Dans le cadre de la présente étude, on a notamment présumé que la totalité des TAC était utilisée (aucune sous-utilisation), que les prises et les rejets étaient tous déclarés et que les évaluations étaient réalisées exactement comme dans les simulations. Aucune de ces hypothèses ne peut être confirmée, mais grâce aux mises à jour périodiques des modèles opérationnels et à la réévaluation des procédures de gestion, on peut effectuer des vérifications et apporter des mesures correctives au fil du temps, ce qui réduit probablement au minimum l'incidence des erreurs en question.

Il en est autrement pour les hypothèses erronées concernant les données. Dans le cadre des recherches futures, on devrait donc évaluer les données simulées au moyen des modèles opérationnels. Inévitablement, le comportement de ces données est meilleur que celui des données réelles, surtout pour celles sur la composition selon l'âge et celles issues de relevés non dirigés, qui sont relatives aux procédures de gestion pour le stock évalué. Il est certainement possible d'observer des tendances temporelles concernant la capturabilité relative aux relevés, surtout pour le relevé de la IPHC, qui est réalisé au moyen d'une grille fixe. Comme indiqué plus haut, l'indice IPHC_S montre une tendance négative relative aux résidus, ce qui implique un écart systématique par rapport aux modèles opérationnels. Pour les premières années projetées, un indice simulé autocorrélé devrait, en moyenne, se rapprocher davantage du dernier indice observé que de l'indice généré à partir des modèles opérationnels.

Ainsi, une série comportant des résidus négatifs importants jusqu'à la fin de la période historique devrait, en moyenne, entraîner des résidus négatifs pour les premières années projetées. On a tenu compte de l'autocorrélation négative des indices en intégrant une marche aléatoire à la sélectivité variable dans le temps du relevé de la IPHC, qui est présente dans les projections. Sans cette marche aléatoire, les modèles opérationnels auraient tendance à générer des indices biaisés positivement, ce qui aurait une incidence sur le rendement des procédures de gestion. Les procédures de gestion empiriques fondées sur les tendances des indices de relevé seraient les plus touchées étant donné qu'elles utilisent directement ces données. Les modèles sur les prises selon l'âge seraient les moins touchés. Les évaluations fondées sur des modèles seraient moins sensibles aux indices de biomasse autocorrélés parce que les prises et le modèle de la dynamique de la biomasse sous-jacents fournissent une contrainte aux tendances prévues. En outre, les approches fondées sur des modèles offrent une souplesse relative à l'estimation de la variance d'erreurs d'observation importantes afin de tenir compte des tendances liées aux résidus. Les méthodes empiriques supposent que les valeurs de la variance relative aux relevés sont fixes et connues. Néanmoins, dans le cadre des travaux futurs, on pourrait examiner et quantifier la plage de la robustesse du modèle des prises selon l'âge, en plus d'examiner l'incidence de différentes hypothèses sur les procédures de gestion empiriques afin de gérer les résidus négatifs relatifs à l'indice IPHC_S.

Une meilleure compréhension des données sur la composition selon l'âge faciliterait aussi l'évaluation des avantages possibles de la relance des programmes d'échantillonnage dans le cadre des activités de pêche commerciale, et surtout du lancement de nouvelles activités d'échantillonnage de prises récréatives. Compte tenu des changements liés aux pêches de la Colombie-Britannique depuis les années 1980 (annexe E) et de la proportion de prises de sébastes aux yeux jaunes provenant de différents secteurs (p. ex., flétan, morue-lingue et sébaste), il pourrait y avoir des changements liés à la sélectivité de la pêche commerciale aux lignes au fil du temps. En raison de données limitées sur la composition selon l'âge de 1986 à 2001, on n'a pas évalué la sélectivité variable dans le temps pour la flottille de pêche aux lignes dans le cadre de la présente évaluation. Toutefois, de nouveaux échantillons (âge et longueur) provenant du secteur de la pêche commerciale fourniraient des renseignements concernant tout changement lié à la sélectivité depuis 2001. Les estimations actuelles des prises récréatives et issues des pêches ASR sont également très incertaines, mais ont aussi une grande influence sur le rendement des procédures de gestion. Le MPO a suggéré que ces estimations soient considérées comme les limites inférieures des prises possibles pour ces secteurs. Le rendement simulé des procédures de gestion était moins sensible aux dépassements des pêches ASR qu'à ceux de la pêche récréative, mais les dépassements des deux secteurs ont augmenté la probabilité d'un déclin à court terme.

4.1.4 Incidence en matière de gestion

On a cerné plusieurs procédures de gestion qui permettraient de promouvoir le rétablissement ou de stabiliser la biomasse du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures dans les zones septentrionale et méridionale. Toutefois, à l'heure actuelle, il n'est pas possible de recommander une procédure de gestion précise pour chaque zone sans directive supplémentaire formulée par les gestionnaires du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, les représentants des Premières Nations et les intervenants du secteur des pêches. Plus précisément, les objectifs initiaux susmentionnés ne s'appliquent pas aux modèles opérationnels sélectionnés. Pour les quatre modèles opérationnels, le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures ne satisfait pas aux conditions requises pour le rétablissement parce que les valeurs de la biomasse connexes sont supérieures à $0,4B_{MSY}$. Une cible précise en matière de biomasse (p. ex., B_{MSY} ou un multiple de cette valeur) devrait être une exigence de base parce qu'elle permettrait aux procédures de gestion d'être ajustées pour atteindre l'objectif cible

selon une certaine probabilité. Jusqu'à ce que des directives supplémentaires soient formulées à propos des niveaux cibles pour les stocks évalués, la biomasse actuelle (c.-à-d. le niveau de 2018) peut être considérée comme une cible provisoire. Il s'agit de la biomasse qu'on a utilisée pour ajuster les procédures de gestion afin d'obtenir une biomasse stable au cours des dix premières années projetées (c.-à-d. objectif 2). Le présent document indique qu'il existe des occasions liées à l'élaboration d'un plan de gestion stratégique pour le sébaste comprenant les données d'entrée et de sortie tirées de plans de rétablissement. Il semble que diverses procédures de gestion permettraient d'éviter de faibles valeurs de biomasse à l'avenir, tout en fournissant des occasions de pêches pour d'autres flottilles ciblant le poisson de fond.

5 REMERCIEMENTS

L'évaluation des stratégies de rétablissement pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures n'aurait pas été possible sans l'appui de tous les secteurs de l'industrie du poisson de fond, de la Direction des sciences et de l'équipe de gestion du MPO. La PHMA de la Colombie-Britannique et la Direction des sciences du MPO ont fourni le soutien financier nécessaire pour les travaux d'élaboration de modèles et de mise à l'essai de simulations, réalisés par Landmark Fisheries Research, Ltd. On tient à remercier les membres de l'équipe technique sur le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures pour l'avis qu'ils ont fourni durant l'élaboration des scénarios de données, des modèles opérationnels et des procédures de gestion, ainsi que l'équipe du relevé scientifique de la PHMA, qui comprend des membres du MPO, de la société Archipelago Marine Research et de l'industrie du flétan de la Colombie-Britannique. On remercie notamment Karina Cooke, Rowan Haigh, Norm Olsen et Maria Surry du MPO pour leurs contributions aux données et leur participation au traitement de celles-ci. On est aussi reconnaissant du travail de Midoli Bresch, qui a appuyé la préparation du présent document. Finalement, on souhaite remercier Chris Rooper (MPO), Benjamin Williams (ministère de la Pêche et de la Chasse de l'Alaska) et d'autres participants à l'examen par les pairs pour la révision du document de travail et la formulation de commentaires pertinents qui ont permis d'améliorer la version finale du document de recherche.

6 RÉFÉRENCES CITÉES

- Andrews, K.S., Nichols, K.M., Elz, A., Tolimieri, N., Harvey, C.J., Pacunski, R., Lowry, D., Yamanaka, K.L., and Tonnes, D.M. 2018. Cooperative research sheds light on population structure and listing status of threatened and endangered rockfish species. *Conservation Genetics* 19(4): 865-878.
- Cooke, J.G. 1999. Improvement of fishery-management advice through simulation testing of harvest algorithms. *ICES J. of Mar. Sci.*, 56: 797-810.
- COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le sébaste aux yeux jaunes (*Sebastes ruberrimus*), population des eaux intérieures de l'océan Pacifique et population des eaux extérieures de l'océan Pacifique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 83 p.
- Cox, S. P. and Kronlund, A. R. 2008. Practical stakeholder-driven harvest policies for groundfish fisheries in British Columbia, Canada. *Fisheries Research*, 94(3):224–237.
- Cox, S.P., Kronlund, A.R., and Wyeth, M.R. 2010. [Development of precautionary management strategies for the British Columbia sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) fishery](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/043. vii + 145 p.

-
- 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.
- Davis, N. A. 2008. Evaluating collaborative fisheries management planning: A Canadian case study. *Marine Policy* 32:867-876.
- Deriso R, Quinn T, Collie J, Hilborn R, Jones C, Lindsay B, Parma A, Saila S, Shapiro L, Smith SJ, Walters CJ. 1998. Improving fish stock assessments. Committee on Fish Stock Assessment Methods, Ocean Studies Board.
- DFO. 2016. Pacific Region integrated fisheries management plan, groundfish, effective February 21, 2016. Dept. of Fisheries and Oceans. Pacific Region, Vancouver, B.C.
- DFO. 2018. [Pacific Region integrated fisheries management plan, groundfish, effective February 21, 2018](#). Pacific Region.
- Doherty, B., Benson, A.J., Cox, S.P. 2019. Data summary and review of the PHMA hard bottom longline survey in British Columbia after the first 10 years (2006-2016). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3276: ix + 75 p.
- Forrest, R. E., McAllister, M. K., Dorn, M. W., Martell, S. J., and Stanley, R. D. 2010. Hierarchical Bayesian estimation of recruitment parameters and reference points for Pacific rockfishes (*Sebastes* spp.) under alternative assumptions about the stock-recruit function. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(10):1611–1634.
- Gertseva, V. and Cope, J.M. 2017. Stock assessment of the yelloweye rockfish (*Sebastes ruberrimus*) in state and Federal waters off California, Oregon and Washington. Pacific Fishery Management Council, Portland, OR.
- Hoenig, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin*, 82(1):898–903.
- Johnson, S.D.N and Cox S.P. 2018. Evaluating the role of data quality when sharing information in hierarchical multi-stock assessment models, with an application to Dover sole. *Can. J. Fish Aquat. Sci* 00:1-17.
- Keppel, E.A., et Olsen, N. 2019. [Examen préalable à l'évaluation du COSEPAC du sébaste aux yeux jaunes \(*Sebastes ruberrimus*\) sur la côte canadienne du Pacifique : biologie, répartition et tendances relatives à l'abondance](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. , ix + 119 p.
- Lochead, J. K., and K. L. Yamanaka. 2004. A new longline survey to index inshore rockfish (*Sebastes* spp.): Summary report on the pilot survey conducted in Statistical Areas 12 and 13, August 17-September 6, 2003.
- Love, M., Yoklavich, M., and Thorsteinson, L. 2002. *The Rockfishes of the Nordeast Pacific*. University of California Press, Los Angeles. pp. 404.
- Magnusson, Arni, and Ray Hilborn. "What makes fisheries data informative?." *Fish and Fisheries* 8.4 (2007): 337-358.
- Milazzo, M. J. 2012. Progress and problems in U.S. marine fisheries rebuilding plans. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22: 273 – 296.
- MPO. 2013. [Directives d'élaboration d'un plan de rétablissement conforme à la Politique Cadre de l'approche de précaution : Assurer la croissance d'un stock pour le faire sortir de la zone critique](#).
-

-
- MPO. 2015. [Évaluation des méthodes utilisées pour le Sondage électronique de l'effort et des prises de la pêche récréative](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/059.
- MPO. 2019. [Une évaluation régionale des paramètres écologiques des aires de conservation du sébaste en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/022.
- NRC (National Research Council). 2013. [Evaluating the effectiveness of fish stock rebuilding plans in the United States](#). National Academies Press 155 p.
- Pope, J. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. ICNAF Research Bulletin 9(10): 65–74.
- Punt, A, 2003. Extending production models to include process error in the population dynamics. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60(10): 1217-1228
- Siegle, M.R., Taylor, E.B., Miller, K.M., Withler, R.E., and Yamanaka, K.L. 2013. Subtle Population Genetic Structure in Yelloweye Rockfish (*Sebastes ruberrimus*) Is Consistent with a Major Oceanographic Division in British Columbia, Canada. PLoS ONE 8(8): e71083. doi:10.1371/journal.pone.0071083.
- Smith, A.D.M. 1994. Management strategy evaluation – the light on the hill. p. 249–253. In: D.A. Hancock (ed.), Population Dynamics for Fisheries Management, Perth, Western Australia, Australian Society for Fish Biology.
- Smith, A.D.M, Sainsbury, K. J., Stevens, R. A. 1999. Implementing effective fisheries-management systems – management strategy evaluation and the Australian partnership approach. ICES Journal of Marine Science 56(6): 967–979.
- Spies, I., P. D. Spencer, and A. E. Punt. 2015. Where do we draw the line? A simulation approach for evaluating management of marine fish stocks with isolation-by-distance stock structure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 72:968-982.
- Stanley, R. D., N. Olsen, and A. Fedoruk. 2009. Independent Validation of the Accuracy of Yelloweye Rockfish Catch Estimates from the Canadian Groundfish Integration Pilot Project. Marine and Coastal Fisheries 1:354-362.
- Yamanaka, K., and G. Logan. 2010. Developing British Columbia's Inshore Rockfish Conservation Strategy. Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science 2:28-46.
- Yamanaka, K.L., McAllister, M.M., Etienne, M., Edwards, A.M., and Haigh, R. 2018. [Stock Assessment for the Outside Population of Yelloweye Rockfish \(*Sebastes ruberrimus*\) for British Columbia, Canada in 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/001. ix +150 p.

7 TABLEAUX

Tableau 1. Notation relative aux modèles opérationnels et au modèle d'évaluation des prises selon l'âge.

Indices

Symbole	Description
f	Indice de la flottille ou du relevé, où $f = 1, \dots, F$ et $F = 6$
p	Indice du stock, où $p = 1, 2$ pour les zones septentrionale et méridionale, respectivement
a	Classe d'âge en années, où $a = 1, \dots, A^+$ et $A^+ = 65$
a'	Classe d'âge ajustée selon la matrice des erreurs de détermination de l'âge

Observations

Symbole	Description
$C_{p,f,t}$	Biomasse des prises prélevées pour le stock p , par flottille f , pendant l'année t
$I_{t,g}$	Observations de l'abondance relative du stock pour l'année t et le relevé f
$A_{a,p,f,t}$	Nombre d'individus d'âge a pour le stock p , par flottille f , pendant l'année t , qui proviennent d'échantillons de prises selon l'âge
$y_{a,p,f,t}$	Proportion observée d'individus de la classe d'âge a pour le stock p , par flottille f , pendant l'année t

Paramètres du modèle

Symbole	Description
$B_{0,p}$	Biomasse féconde à un taux d'exploitation nul (t)
$q_{p,f}$	Coefficient de capturabilité pour le stock p et la flottille f
$\alpha_{50,p,f}^{sel}, \alpha_{95,p,f}^{sel}$	Âges à 50 % et à 95 % de la sélectivité pour le stock p et la flottille f
$\alpha_{50}^{mat}, \alpha_{95}^{mat}$	Âges à 50 % et à 95 % de la maturité
M_p	Mortalité naturelle instantanée pour le stock p (année ⁻¹)
h_p	Taux de variation de la fonction du recrutement pour le stock p
$\tau_{f,p}$	Erreur d'observation relative aux indices de relevé pour le relevé f et le stock p
$\tau_{age,f,p}$	Erreur d'observation relative aux proportions selon l'âge pour la flottille f et le stock p
σ_R	Erreur-type des écarts relatifs au logarithme du recrutement
$\omega_{R,p,t}$	Écarts relatifs au logarithme du recrutement pour le stock p pendant l'année t

Symbole	Description
$\epsilon_{h,p}$	Écarts à l'échelle logit pour le taux de variation du recrutement du stock p

Variables dérivées

Symbole	Description
m_a	Proportion d'individus matures selon l'âge
$S_{a,p}$	Survie des individus d'âge a pour le stock p à un taux d'exploitation nul et à l'équilibre
ϕ_p	Biomasse féconde à un taux d'exploitation nul et à l'équilibre par recrue pour le stock p
$R_{0,p}$	Recrutement à un taux d'exploitation nul pour le stock p
$N_{a,p}^{eq}$	Nombre d'individus d'âge a pour le stock p à un taux d'exploitation nul et à l'équilibre
$S_{a,p,f}$	Sélectivité à l'âge a pour le stock p et la flottille f
w_a	Poids des individus d'âge a
a_p, b_p	Paramètres du recrutement de la fonction de Beverton-Holt pour le stock p

Variables d'état

Symbole	Description
$N_{a,p,f,t}$	Nombre d'individus d'âge a pour le stock p , par flottille f , pendant l'année t
$B_{a,p,f,t}$	Biomasse d'individus d'âge a pour le stock p , par flottille f , pendant l'année t
$R_{p,t}$	Recrutement pour le stock p pendant l'année t
$p_{a,f,t}$	Proportion d'individus d'une classe d'âge a , par flottille f , pendant l'année t

Tableau 2. Modèle opérationnel structuré selon l'âge.

États d'équilibre à un taux d'exploitation nul

Numéro de l'équation	Équations
(EQ.1)	$m_a = \begin{cases} \left(1 + e^{-\log 19 \frac{a - a_{50}^{mat}}{a_{50}^{mat} - a_{95}^{mat}}}\right)^{-1} & a > 8 \\ 0 & a \leq 8 \end{cases}$
(EQ.2)	$S_{a,p} = e^{-(a-1)M_p}$
(EQ.3)	$S_{A,p} = \frac{e^{-(A-1)M_p}}{1 - e^{-M_p}}$
(EQ.4)	$\phi_p = \sum_a S_{a,p} \cdot w_a \cdot m_a$
(EQ.5)	$R_{0,p} = B_{0,p} / \phi_p$
(EQ.6)	$N_{a,p}^{eq} = R_0 \cdot S_{a,p}$

Prises provenant des pêches individuelles

Numéro de l'équation	Équations
(C.1)	$N_{a,p,t+t_f} = N_{a,p,t+t_f-1} \cdot e^{-1(t_f-t_{f-1})M_p}$
(C.2)	$s_{a,p,f} = \left(1 + e^{-\log 19 \frac{a - a_{p,50}^{sal}}{a_{p,95}^{sal} - a_{p,50}^{sal}}}\right)^{-1}$
(C.3)	$N_{a,p,f,t} = N_{a,p,t+t_f} \cdot s_{a,p,f}$
(C.4)	$B_{a,p,f,t} = N_{a,p,f,t} \cdot w_a$
(C.5)	$B_{p,f,t} = \sum_a B_{a,p,f,t}$
(C.6)	$C'_{a,p,f,t} = C_{p,f,t} \cdot \frac{B_{a,p,f,t}}{\sum_a B_{a,p,f,t}}$
(C.7)	$C_{a,p,f,t} = C'_{a,p,f,t} / w_a$
(C.8)	$N_{a,p,t+t_f} = e^{-(t_f-t_{f-1})M_p} \cdot N_{a,p,t+t_f-1} - C_{a,p,f,t}$

Nombre d'individus selon l'âge par année

Numéro de l'équation	Équations
(A.1)	$B_{p,t} = e^{-(1-t_F)M_p} \cdot \sum_a N_{a,p,t+t_F} \cdot w_a \cdot m_a$
(A.2)	$R_{p,t+1} = \frac{a_p B_{p,t}}{1 + b_p B_{p,t}} \cdot e^{\omega_{R,p,t}}$
(A.3)	$N_{a,p,t+1} = \begin{cases} R_{p,t+1} & a = 1 \\ e^{-(1-t_F)M_p} \cdot N_{a-1,p,t+t_F} & 2 \leq a \leq A - 1 \\ e^{-(1-t_F)M_p} \cdot (N_{a-1,p,t+t_F} + N_{a,p,t+t_F}) & a = A. \end{cases}$

Prises combinées des deux stocks et prises selon l'âge

Numéro de l'équation	Équations
(M.1)	$\hat{C}_{p,f,t} = \frac{\hat{B}_{p,f,t}}{\sum_p \hat{B}_{p,f,t}} C_{f,t}$
(M.2)	$\hat{C}_{a,p,f,t} = \frac{\hat{B}_{a,p,f,t}}{\sum_p \hat{B}_{a,p,f,t}} C_{a,f,t}$

Tableau 3. Modèles statistiques pour les modèles opérationnels structurés selon l'âge.

Eq. No	Equation
(L.1)	$\mathcal{L}(\Theta \vec{I}_{p,f,t}) = \prod_{t=t_{1,f}}^{t_{2,f}} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \cdot e^{-\frac{\log\left(\frac{I_{p,f,t}}{q_{p,f}B_{p,f,t}}\right)^2}{2\tau_f^2}}$
(L.2)	$y_a = A_{a,p,f,t} / \sum_{a'} A_{a',p,f,t}$
(L.3)	$p_a = C_{a,p,f,t} / \sum_{a'} C_{a',p,f,t}$
(L.4)	$\tilde{y} = \left(\prod_a y_a \right)^{1/A^+}$
(L.5)	$\tilde{p} = \left(\prod_a p_a \right)^{1/A^+}$
(L.6)	$l(p, \tau_{age,f} y) = (A^+ - 1) \cdot \log \tau_{age,f,p} + \frac{1}{2\tau_{age,f,p}^2} \sum_{a=1}^{A^+} \left(\log \frac{y_a}{\tilde{y}} - \log \frac{p_a}{\tilde{p}} \right)^2$
(PE.1)	$\omega_{R,p,t} \sim N(0, \sigma_{R,p})$
(PE.2)	$\omega_{M,p,t} \sim N(0, \sigma_{M,p})$
(PD.1)	$\log q_{f,p} \sim N(\log m_q, s_q)$
(PD.2)	$h \sim \beta(17.5, 7.5)$
(PD.3)	$\epsilon_{h,p} \sim N(0, \sigma_h)$
(PD.4)	$\tau_{f,p}^2 \sim IG(100, 101 \cdot m_{\tau,f})$
(PD.5)	$\sigma_R^2 \sim IG(1, 2)$
(PD.6)	$a_{95}^{sel} \sim N(\bar{a}_f^{sel95}, 0.25\bar{a}_f^{sel95})$
(PD.7)	$\epsilon_{a_{50,t,p}^{sel}} \sim N(0, \sigma_{a_{50}^{sel}})$

Tableau 4. Erreurs-types d'observation estimées pour différents modèles opérationnels.

Modèle opérationnel	Erreurs d'observation relatives à l'indice de biomasse					Erreurs d'observation relatives à la composition selon l'âge						
	PHMA_N	PHMA_BRC	PHMA_S	IPHC_N	IPHC_S	PHMA_N	PHMA_BRC	PHMA_S	IPHC_N	IPHC_S	Pêche à la palangre – Stocks mélangés	Pêche au chalut
base_Nord	0,20	0,30	-	0,24	-	0,66	0,85	-	1,03	-	0,32	0,53
MO2_Nord	0,19	0,30	-	0,28	-	0,70	0,86	-	1,07	-	0,32	0,47
MO3_Nord	0,19	0,30	-	0,25	-	0,74	0,88	-	1,16	-	0,34	0,47
MO4_Nord	0,24	0,32	-	0,26	-	0,66	0,85	-	1,03	-	0,32	0,53
base_Sud	-	-	0,26	-	0,36	-	-	0,95	-	1,38	0,32	-
MO2_Sud	-	-	0,26	-	0,39	-	-	0,94	-	1,46	0,32	-
MO3_Sud	-	-	0,25	-	0,35	-	-	0,99	-	1,54	0,34	-
MO4_Sud	-	-	0,24	-	0,33	-	-	0,95	-	1,38	0,32	-

Tableau 5. Estimations des paramètres biologiques et des points de référence en matière de gestion pour les modèles opérationnels de référence et de recharge, par zone. Les valeurs de biomasse et d'unités fondées sur le MSY sont données en kt. Le rapport entre les variances a posteriori et a priori (ψ_M) est fourni pour la mortalité naturelle.

Zone septentrionale

Modèle opérationnel	Biomasse à un taux d'exploitation nul (kt)		Mortalité naturelle		Points de référence				État actuel			
	B_0	IC à 95 %	M	IC à 95 %	B_{MSY}	PRL	F_{MSY}	MSY	B_{2018}	B_{2018}/B_0	B_{2018}/B_{MSY}	$P(B_{2018} > PRL)$
Référence	14,2	13,1 à 15,4	0,039	0,037 à 0,040	3,6	1,4	0,053	0,21	4,5	0,31	1,23	100,0 %
2	16,0	11,8 à 21,8	0,044	0,043 à 0,046	4,4	1,8	0,052	0,26	8,2	0,51	1,85	100,0 %
3	17,4	15,6 à 19,5	0,034	0,034 à 0,035	4,8	1,9	0,042	0,22	5,3	0,30	1,11	99,9 %
4	8,8	8 à 9,7	0,039	0,037 à 0,040	2,3	0,9	0,051	0,13	2,6	0,29	1,12	100,0 %
Pondéré	14,1	12,4 à 16,2	0,039	0,038 à 0,040	3,7	1,5	0,051	0,21	4,9	0,35	1,33	100,0 %

Zone méridionale

Modèle opérationnel	Biomasse à un taux d'exploitation nul (kt)		Mortalité naturelle		Points de référence				État actuel			
	B_0	IC à 95 %	M	IC à 95 %	B_{MSY}	PRL	F_{MSY}	MSY	B_{2018}	B_{2018}/B_0	B_{2018}/B_{MSY}	$P(B_{2018} > PRL)$
Référence	10,8	10 à 11,7	0,038	0,036 à 0,039	2,8	1,1	0,052	0,16	3,3	0,30	1,18	100,0 %
2	10,3	8,7 à 12,2	0,041	0,040 à 0,043	2,9	1,2	0,048	0,15	4,4	0,43	1,54	100,0 %
3	11,6	10,8 à 12,5	0,031	0,031 à 0,032	3,2	1,3	0,038	0,13	2,4	0,21	0,75	91,8 %
4	7,5	6,7 à 8,5	0,038	0,036 à 0,039	2,0	0,8	0,050	0,11	1,9	0,26	0,98	94,6 %
Pondéré	10,3	9,4 à 11,4	0,037	0,036 à 0,038	2,8	1,1	0,049	0,14	3,1	0,30	1,13	98,0 %

Zone à l'échelle de la côte

Modèle opérationnel	Biomasse à un taux d'exploitation nul (kt)		Mortalité naturelle		Points de référence				État actuel			
	B_0	IC à 95 %	M	IC à 95 %	B_{MSY}	PRL	F_{MSY}	MSY	B_{2018}	B_{2018}/B_0	B_{2018}/B_{MSY}	$P(B_{2018} > PRL)$
Référence	25,0	23,1 à 27,1	0,039	0,037 à 0,040	6,4	2,6	0,053	0,37	7,8	0,31	1,22	100,0 %
2	26,3	20,5 à 34,0	0,043	0,042 à 0,045	7,3	2,9	0,050	0,41	12,6	0,48	1,73	100,0 %
3	29,0	26,4 à 32,0	0,033	0,033 à 0,034	8,0	3,2	0,040	0,35	7,7	0,27	0,96	99,8 %
4	16,3	14,7 à 18,2	0,039	0,037 à 0,040	4,3	1,7	0,051	0,24	4,5	0,28	1,05	99,7 %
Pondéré	24,4	21,8 à 27,6	0,039	0,037 à 0,039	6,5	2,6	0,050	0,35	8,0	0,33	1,24	100,0 %

Tableau 6. Notation relative au modèle d'évaluation du stock fondé sur la production excédentaire.

Symbole	Description
Indice et plages connexes	
T	Année pendant laquelle l'évaluation du stock a été réalisée
t	Année, où $t = 1, \dots, T$
g	Indice de relevé, où $g = 1, \dots, G$
n_g	Nombre d'observations non manquantes pour l'indice g
i	Indice pour les observations de relevé non manquantes $i = 1, \dots, n_g$
Données	
$C_{t,g}$	Biomasse des prises pêchées pendant l'année t , par type d'engin g
$I_{t,g}$	Observations de l'abondance relative du stock pour l'année t
Principaux paramètres de modèles	
Y^{MSY}	Rendement maximal soutenu
U^{MSY}	Taux d'exploitation optimal
Paramètres de nuisance	
q_g	Coefficient de capturabilité pour l'indice d'abondance g
κ^2	Variance d'erreurs totale
ρ	Proportion d'erreurs d'observation de la variance totale (on présume qu'elle est connue)
Variables d'état	
B_t	Biomasse au début de l'année t
Points de référence dérivés	
B^{MSY}	Biomasse au MSY
Distributions a priori	
$N(\mu^Y, \sigma^Y)$	Distribution normale <i>a priori</i> pour Y_{MSY}
$N(\mu^U, \sigma^U)$	Distribution normale <i>a priori</i> pour U_{MSY}
Distributions relatives aux erreurs	
$\xi_{t,g} \sim N(0, \rho\kappa^2)$	Erreurs d'observation lors de l'année t , pour l'indice g
$\omega_t \sim N(0, (1-\rho)\kappa^2)$	Erreur de processus pour l'année t

Tableau 7. Équations relatives au modèle de production excédentaire comportant diverses erreurs, qui est utilisé pour l'évaluation annuelle du stock dans les procédures de gestion fondées sur la production excédentaire.

Paramètres du modèle

$$E2.1 \quad \Theta = \left(U', Y', \{ \omega_t \}_{t=1}^{t=T-1} \right)$$

Transformations de paramètres

$$E2.2 \quad U^{\text{MSY}} = \exp(U')$$

$$E2.3 \quad Y^{\text{MSY}} = \exp(Y')$$

Modèle de la dynamique de la biomasse

$$E2.4 \quad B_1 = 2Y^{\text{MSY}} / U^{\text{MSY}}$$

$$E2.5 \quad B^{\text{MSY}} = Y^{\text{MSY}} / U^{\text{MSY}}$$

$$E2.6 \quad B_{t+1} = \begin{cases} \left(B_t + 2U^{\text{MSY}} B_t \left(1 - \frac{B_t}{2B^{\text{MSY}}} \right) - \sum_{g=1}^G C_{t,g} \right) e^{\omega_t} & 1 \leq t \leq T-1 \\ B_t + 2U^{\text{MSY}} \left(1 - \frac{B_t}{2B^{\text{MSY}}} \right) - \sum_{g=1}^G C_{t,g} & t = T \end{cases}$$

Résidus

$$E2.7 \quad \xi_{t,g} = \log_e (I_{t,g} / B_t)$$

Estimations de la vraisemblance maximale conditionnelle

$$E2.8 \quad \widehat{\log q_g} = \frac{1}{n_g} \sum_1^{n_g} \xi_{i,g}$$

$$E2.9 \quad \hat{\kappa}^2 = \frac{1}{n. + T - 1} \left(\frac{1}{\rho} \sum_{g=1}^G \sum_{i=1}^{n_g} (\xi_{i,g} - \widehat{\log q_g})^2 + \frac{1}{1 - \rho} \sum_{t=1}^{T-1} \omega_t^2 \right)$$

Logarithme du rapport de vraisemblance négatif et fonction objective

$$E2.10 \quad \ell(\mathbf{I}|\Theta) = \frac{n. + T - 1}{2} \left(\log_e \frac{1}{\rho} \sum_{g=1}^G \sum_{i=1}^{n_g} (\xi_{i,g} - \widehat{\log q_g})^2 + \frac{1}{1 - \rho} \sum_{t=1}^{T-1} \omega_t^2 \right)$$

$$E2.11 \quad G(\Theta|\mathbf{I}) \propto \ell(\mathbf{I}|\Theta) + \frac{1}{2(\sigma^Y)^2} (Y^{\text{MSY}} - \mu^Y)^2 + \frac{1}{2(\sigma^U)^2} (U^{\text{MSY}} - \mu^U)^2$$

Tableau 8. Valeurs de la mortalité par pêche de référence ajustée (Fajusté) et des TAC de 2020 pondérés utilisées pour les procédures de gestion fondées sur le modèle des prises selon l'âge (CAA et CAASMUV) et les tendances des indices de relevé (IDX), pour chaque zone.

Zone septentrionale

Procédure de gestion	Modèle opérationnel	Fajusté	TAC (t)	B ₂₀₁₈ (kt)	F _{MSY}	Pondération (%)
CAA, IDX, IDXSMUV						
	1	0,035	151	4,5	0,053	50,00
	2	0,035	276	8,2	0,052	16,67
	3	0,035	179	5,3	0,042	16,67
	4	0,035	87	2,6	0,051	16,67
	Pondéré	0,035	166			
CAASMUV						
	1	0,037	159	4,5	0,053	50,00
	2	0,037	291	8,2	0,052	16,67
	3	0,037	189	5,3	0,042	16,67
	4	0,037	92	2,6	0,051	16,67
	Pondéré	0,037	175			

Zone méridionale

Procédure de gestion	Modèle opérationnel	Fajusté	TAC (t)	B ₂₀₁₈ (kt)	F _{MSY}	Pondération (%)
CAA, IDX, IDXSMUV						
	1	0,036	113	3,3	0,052	50,00
	2	0,036	153	4,4	0,048	16,67
	3	0,036	84	2,4	0,038	16,67
	4	0,036	67	1,9	0,050	16,67
	Pondéré	0,036	107			
CAASMUV						
	1	0,039	122	3,3	0,052	50,00
	2	0,039	166	4,4	0,048	16,67
	3	0,039	91	2,4	0,038	16,67
	4	0,039	73	1,9	0,050	16,67
	Pondéré	0,039	116			

Tableau 9. Estimations des prises de sébastes aux yeux jaunes projetées pour 2019 selon les secteurs utilisés dans les simulations. Le rapport d'attribution des prises de la flottille de pêche commerciale aux lignes entre les zones septentrionale et méridionale est fondé sur l'attribution du TAC pour les zones 5BCDE ainsi que 3CD et 5A en 2019. On présume que le rapport d'attribution du TAC entre les zones septentrionale et méridionale pour les pêches ASR, le relevé de la IPHC, la pêche au chalut et la pêche à la traîne du saumon est de 50/50.

Secteur	Prises projetées (t) pour 2019			Rapport d'attribution entre les zones septentrionale et méridionale (%)	Source
	Zone septentrionale	Zone méridionale	Zone à l'échelle de la côte		
Pêches ASR	9,45	9,45	18,9	50/50	TAC – PGIP de 2019
Relevé de la PHMA	9,30	0,00	9,3	100/0	Prises – Relevé de la PHMA de 2017
Relevé de la IPHC	2,10	2,10	4,2	50/50	Prises – Relevé de la IPHC de 2018
Pêche aux lignes	38,25	13,78	52,0	74/26	70 % du quota (comprend les dépassements de 2018)
Pêche au chalut	0,65	0,65	1,3	50/50	TAC – PGIP de 2019
Pêche à la traîne du saumon	0,25	0,25	0,5	50/50	TAC – PGIP de 2019
Pêche récréative	14,20	15,30	29,5	48/52	Prises récréatives de 2018
Total	74,2	41,5	115,7	64/36	

Tableau 10. Attribution proportionnelle des restants du TAC annuel (après le retrait de 18,9 t pour les pêches ASR et de 15,8 t pour les relevés) utilisée pour les simulations des trois flottilles de pêche dans les modèles opérationnels. Dans le PGIP, le TAC pour la pêche récréative n'est pas attribué spatialement. Pour les travaux de simulation, on a donc présumé qu'il était réparti également entre les zones septentrionale et méridionale.

Pêches	Attribution du TAC pour 2019 et 2020			Attribution projetée du TAC (à l'exception des pêches ASR et des relevés)	
	Zone à l'échelle de la côte	Zone septentrionale	Zone méridionale	% pour la zone septentrionale	% pour la zone méridionale
Pêche aux lignes	49,6	36,3	13,3	82,1	64,5
Pêche récréative	13,9	6,95	6,95	15,7	33,7
Pêche au chalut	1,3	0,97	0,36	2,2	1,7
Total	64,8	44,22	20,61	100,0	100,0

Tableau 11. Statistiques de rendement calculées pour les reproductions des simulations relatives aux principaux objectifs de rétablissement (deux premières lignes), à la diminution de la biomasse à long terme et aux prises. Le paramètre B représente la biomasse féconde, et les statistiques sont calculées pour des périodes projetées à long terme (57 ans), à moyen terme (10 ans) ou à court terme (5 ans). Il est à noter que les objectifs de pêche pour les cibles liées aux diminutions à long terme et les prises n'ont pas encore été élaborés. La fonction indicatrice $I(x \text{ est VRAI}) = 1$ ou $I(x \text{ est FAUX}) = 0$ et la fonction $Q_2()$ servent à calculer la statistique de rendement médiane pour i reproductions.

Mesure de rendement	Description	Période	Définition
Objectif 1 $P(B_{2076} > PRL)$	Proportion des reproductions pour lesquelles B_{2076} dépasse le PRL de $0,4B_{MSY}$	57 ans : $t_1 = 2020$ $t_2 = 2076$	$P(B > PRL) = \frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} I(B_{2076} < PRL)$
Objectif 2 $P(B_{2029} < B_{2020})$	Proportion des reproductions pour lesquelles la biomasse à la fin de la période projetée est inférieure à la biomasse au début de cette période	10 ans : $t_1 = 2020$ $t_2 = 2029$	$P(B_{2029} < B_{2020}) = \frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} I(B_{2029} < B_{2020})$
Baisse finale $\widetilde{B_{2076}/B_0}$ $\widetilde{B_{2076}/B_{MSY}}$	Diminution de biomasse médiane pour toutes les reproductions par rapport à la biomasse à un taux d'exploitation nul et à B_{MSY} , à la fin de la période projetée	57 ans : $t_1 = 2020$ $t_2 = 2076$	$\widetilde{B_{2076}/B_0} = Q_2\left(\frac{B_{2076,i}}{B_{0,i}}\right)$ $\widetilde{B_{2076}/B_{RMS}} = Q_2\left(\frac{B_{2076,i}}{B_{0,i}}\right)$
Prises minimales $P(C_t > \min C_p)$	Proportion des années projetées pour lesquelles les prises sont supérieures à 64 t dans la zone septentrionale et à 36 t dans la zone méridionale, soit les valeurs considérées comme la biomasse totale minimale nécessaire pour que les pêches soient viables.	5 ans : $t_1 = 2020$ $t_2 = 2024$	$P(C_t > \min C_p) = \frac{\sum_{i=1}^{100} \sum_{t_1}^{t_2} I(C_{t,i} > \min C_p)}{100(t_2 - t_1 + 1)}$
Prises moyennes \tilde{C}	Médiane des prises moyennes débarquées chaque année pour l'ensemble des reproductions	10 ans : $t_1 = 2020$ $t_2 = 2029$	$\tilde{C} = Q_2\left(\frac{1}{t_2 - t_1 + 1} \sum_{t_1}^{t_2} C_{t,i}\right)$
Variabilité des prises \widetilde{AAV}	Médiane des changements absolus moyens par année concernant les prises débarquées pour l'ensemble des reproductions		$\widetilde{AAV} = Q_2\left(\frac{\sum_{t=t_1}^{t_2} C_{t,i} - C_{t-1,i} }{\sum_{t=t_1}^{t_2} C_{t,i}}\right)$

Tableau 12. Moyenne pondérée du rendement des procédures de gestion évaluées selon quatre scénarios de modèles opérationnels pour la zone septentrionale. Voir le tableau 7 pour la pondération relative aux modèles opérationnels. Dans le tableau, « AAV » représente la variation annuelle moyenne.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement									
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)			Prises (t) pour 2020	
	$P(B_{2076} > PRL)$	$P(B_{2029} < B_{2020})$	B_{2076}/B_0	B_{2076}/B_{MSY}	$P(C_t > 62 \text{ t})$	Médiane (t)	AAV	$P(C_t > 62 \text{ t})$	Médiane (t)	AAV	TAC	Prises
sp	1	0	0,55	1,89	0,20	43	45	0,34	54	39	38	38
sp_2xRec	1	0	0,52	1,79	0,25	46	48	0,38	60	42	38	41
caa	1	0,48	0,36	1,25	1,00	190	13	1,00	193	7	166	166
caaSmuv	1	0,48	0,35	1,21	1,00	181	15	1,00	195	7	124	124
caa_2xFSC	1	0,57	0,35	1,21	1,00	199	13	1,00	201	7	166	175
caa_2xRec	1	0,72	0,33	1,14	1,00	216	14	1,00	218	8	166	190
idx	1	0,43	0,43	1,48	1,00	185	22	0,99	184	19	166	166
idxSmuv	1	0,26	0,33	1,13	1,00	162	16	1,00	168	12	120	120
idx_2xFSC	1	0,65	0,40	1,38	1,00	210	21	1,00	207	19	166	175
idx_2xRec	1	0,88	0,36	1,24	1,00	256	24	1,00	250	21	166	190
idx_2020	1	0,00	0,46	1,59	0,94	96	14	0,94	105	15	85	85
idx_dec100	1	0,43	0,43	1,48	1,00	185	22	0,99	184	19	166	166
idxFlr	1	0,44	0,42	1,46	1,00	185	22	1,00	184	19	166	166

Tableau 13. Moyenne pondérée du rendement des procédures de gestion évaluées selon quatre scénarios de modèles opérationnels pour la zone méridionale. Voir le tableau 7 pour la pondération relative aux modèles opérationnels. Dans le tableau, « AAV » représente la variation annuelle moyenne.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement									
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)			Prises (t) pour 2020	
	$P(B_{2076} > PRL)$	$P(B_{2029} < B_{2020})$	B_{2076}/B_0	B_{2076}/B_{MSY}	$P(C_t > 38 \text{ t})$	Médiane (t)	AAV	$P(C_t > 38 \text{ t})$	Médiane (t)	AAV	TAC	Prises
sp	1	0	0,42	1,45	0,44	38	33	0,65	56	30	32	32
sp_2xRec	1	0	0,36	1,21	0,50	44	43	0,70	68	37	32	34
caa	1	0,45	0,31	1,07	1,00	146	16	1,00	154	8	107	107
caaSmuv	1	0,47	0,29	1,01	1,00	138	19	1,00	156	9	79	79
caa_2xFSC	1	0,58	0,30	1,01	1,00	154	15	1,00	162	8	107	116
caa_2xRec	1	0,88	0,25	0,86	1,00	187	18	1,00	193	10	107	136
idx	1	0,05	0,56	1,9	1,00	103	27	0,98	104	23	107	107
idxSmuv	1	0,03	0,45	1,56	1,00	100	19	1,00	105	14	74	74
idx_2xFSC	1	0,19	0,50	1,73	1,00	125	23	0,99	126	21	107	116
idx_2xRec	1	0,81	0,42	1,45	1,00	191	25	0,98	193	24	107	136
idx_2020	1	0	0,63	2,15	0,88	51	18	0,87	53	18	52	52
idx_dec100	1	0,05	0,56	1,9	1,00	103	27	0,98	104	23	107	107
idxFlr	1	0,05	0,53	1,79	1,00	103	27	1,00	104	23	107	107

8 FIGURES

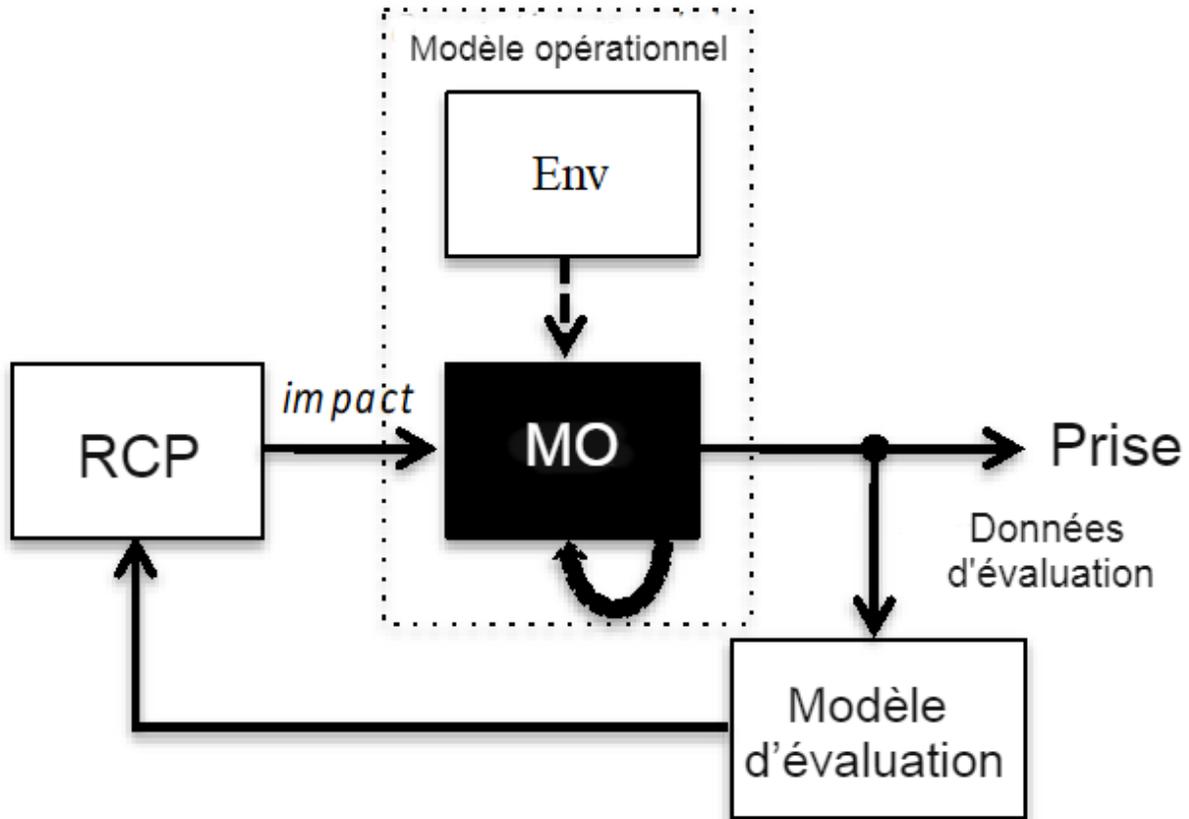


Figure 1. Schéma de l'approche de simulation en boucle fermée adoptée. Il comprend les scénarios de modèles opérationnels (MO) représentant les hypothèses de recharge concernant la biologie, l'écologie, les taux d'exploitation historiques et les conditions environnementales (Env.) du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures, qui ont été ajustées aux données historiques (rectangle tracé en pointillé). Ces scénarios sont utilisés pour simuler les futures estimations des données qui sont ajustées après l'application d'une règle de contrôle des prises (RCP), afin qu'on puisse fixer les limites de prises relatives à chaque procédure de gestion, et ce, pour chaque année projetée. La simulation est répétée jusqu'à la dernière année de la période projetée. On exécute ce modèle d'évaluation pour chaque année projetée afin de pouvoir évaluer le rendement des procédures de gestion par rapport aux objectifs fixés (adaptation de Cox et al. 2010).

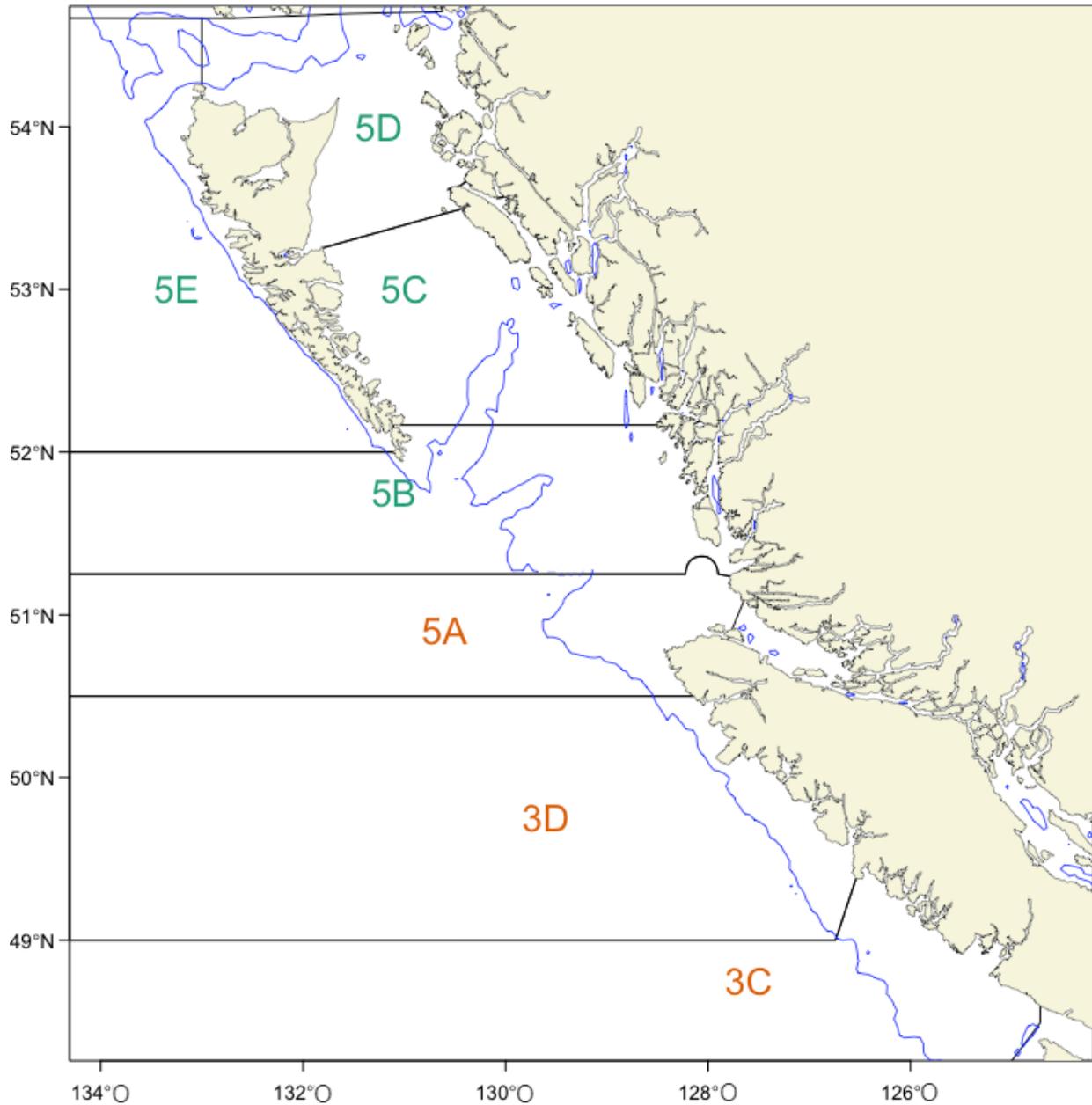


Figure 2. Carte des principales zones de gestion du poisson de fond de la Colombie-Britannique utilisées pour délimiter le stock de sébastes aux yeux jaunes de la zone septentrionale, qui est présent dans les zones 5BCDE (en vert), et le stock de la zone méridionale, qui est présent dans les zones 3CD et 5A (en orange). L'isobathe est présentée jusqu'à une profondeur de 260 m, soit la profondeur maximale de la plage relative à l'habitat du sébaste aux yeux jaunes.

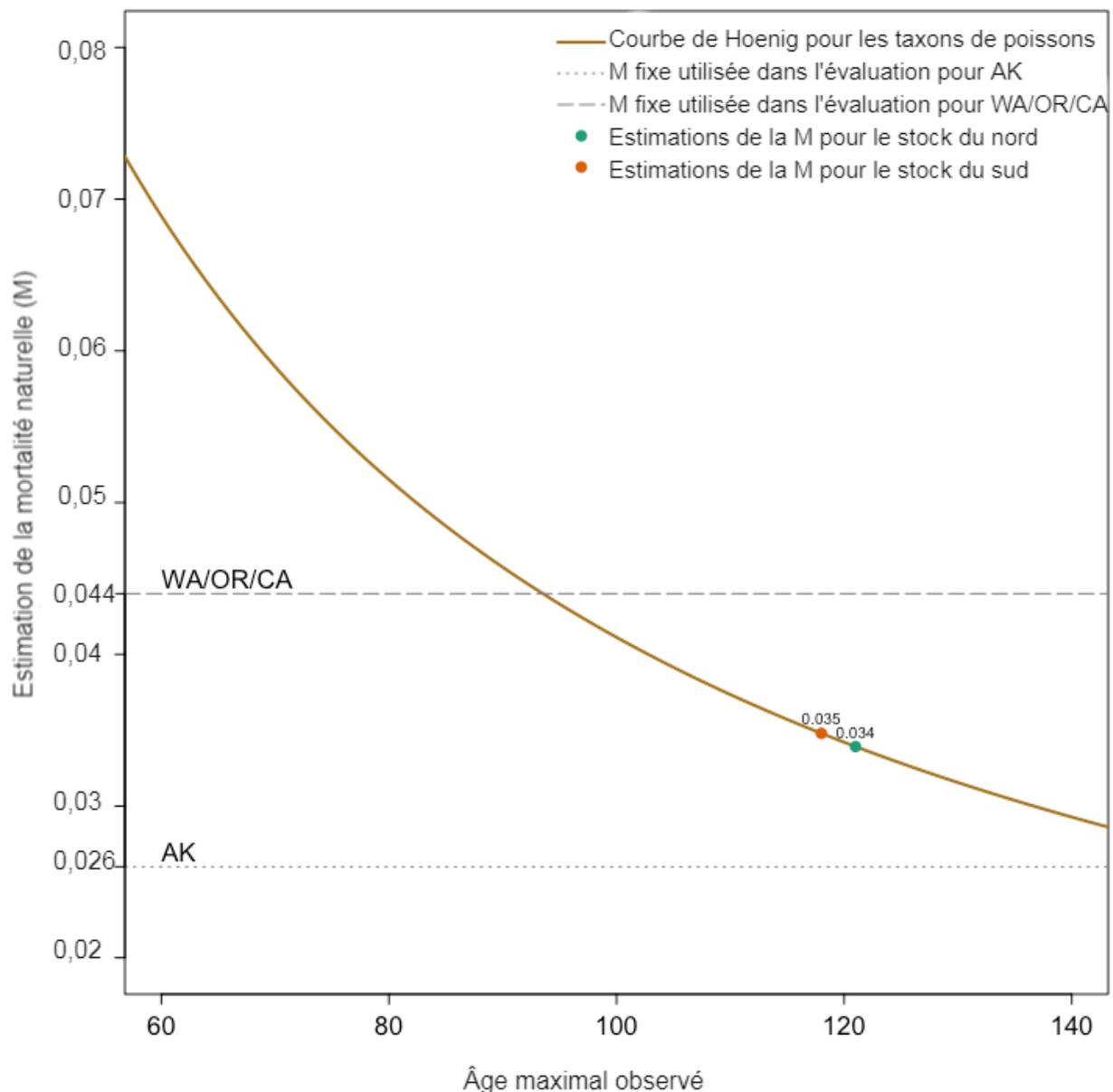


Figure 3. Estimations de la mortalité naturelle (M) pour les stocks de sébaste aux yeux jaunes des zones septentrionale et méridionale en Colombie-Britannique, qui proviennent de la courbe des taxons de poissons du document de Hoenig (1983). Les lignes tiretée et pointillée indiquent les valeurs de M utilisées dans les évaluations les plus récentes menées dans les États de Washington, de l'Oregon et de la Californie, et en Alaska, respectivement.

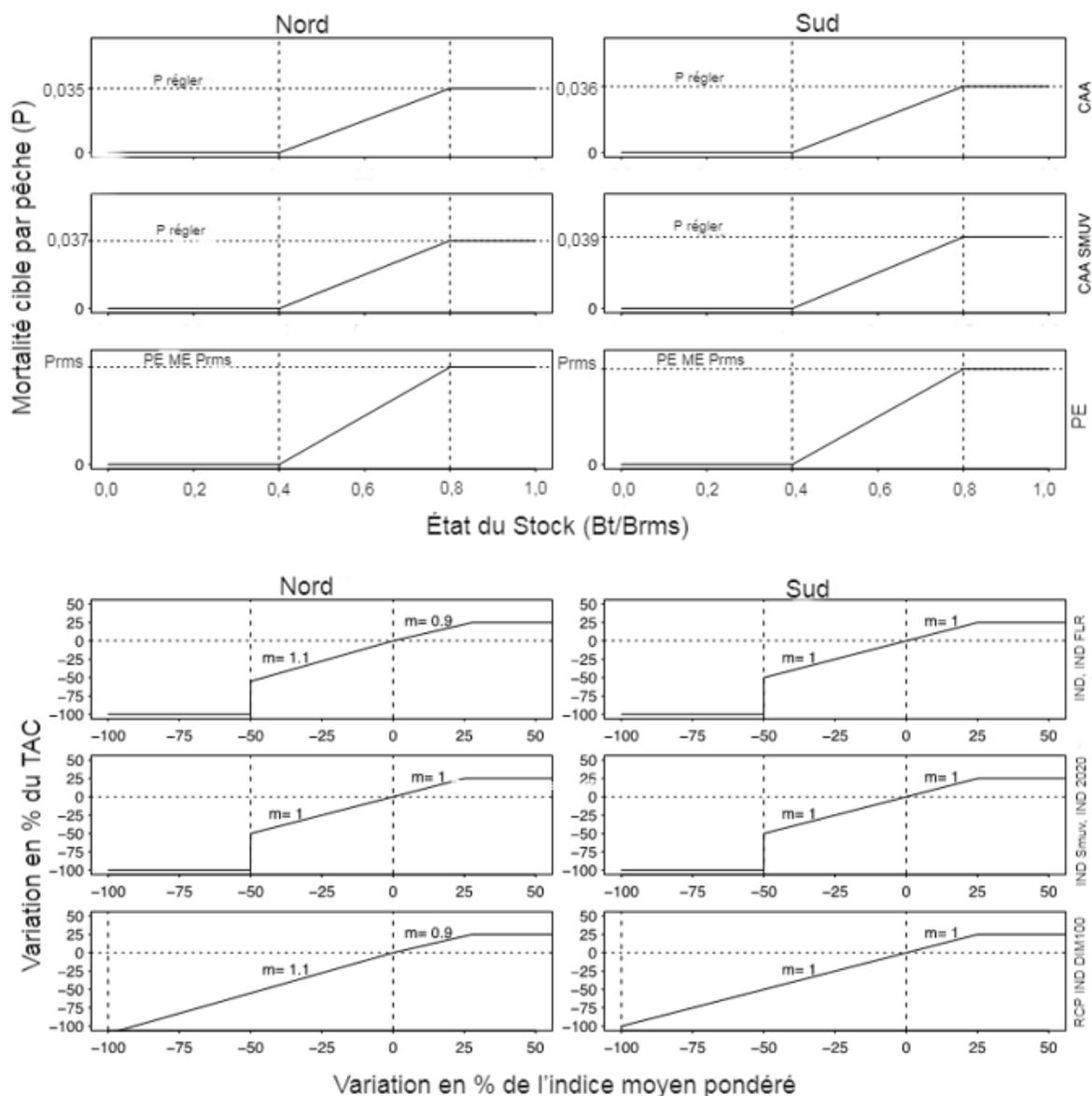


Figure 4. a) Règle de contrôle des prises pour les procédures de gestion CAA (graphiques du haut), CAA SMUV (graphiques du milieu) et SP (graphiques du bas); b) indice des procédures de gestion (IDX, IDX_FLR, IDX_SMUV, IDX_2020, IDX_DEC100) pour les zones septentrionale et méridionale. Pour les procédures de gestion fondées sur les prises selon l'âge (CAA), on a utilisé un taux de mortalité par pêche cible, qui a été ajusté afin de fournir des valeurs de biomasse relativement stables pour les stocks étudiés au cours de la période de projection (Fajusté). Pour les procédures de gestion fondées sur la production excédentaire (SP), on a utilisé l'estimation de F_{MSY} issue de l'évaluation (SP AM F_{MSY}) à titre de taux de prises maximal. Pour les règles fondées sur des indices (IDX), on a utilisé différentes pentes ascendantes ou descendantes (m) afin de déterminer le changement lié au TAC proportionnellement aux changements relatifs à l'indice de relevé.

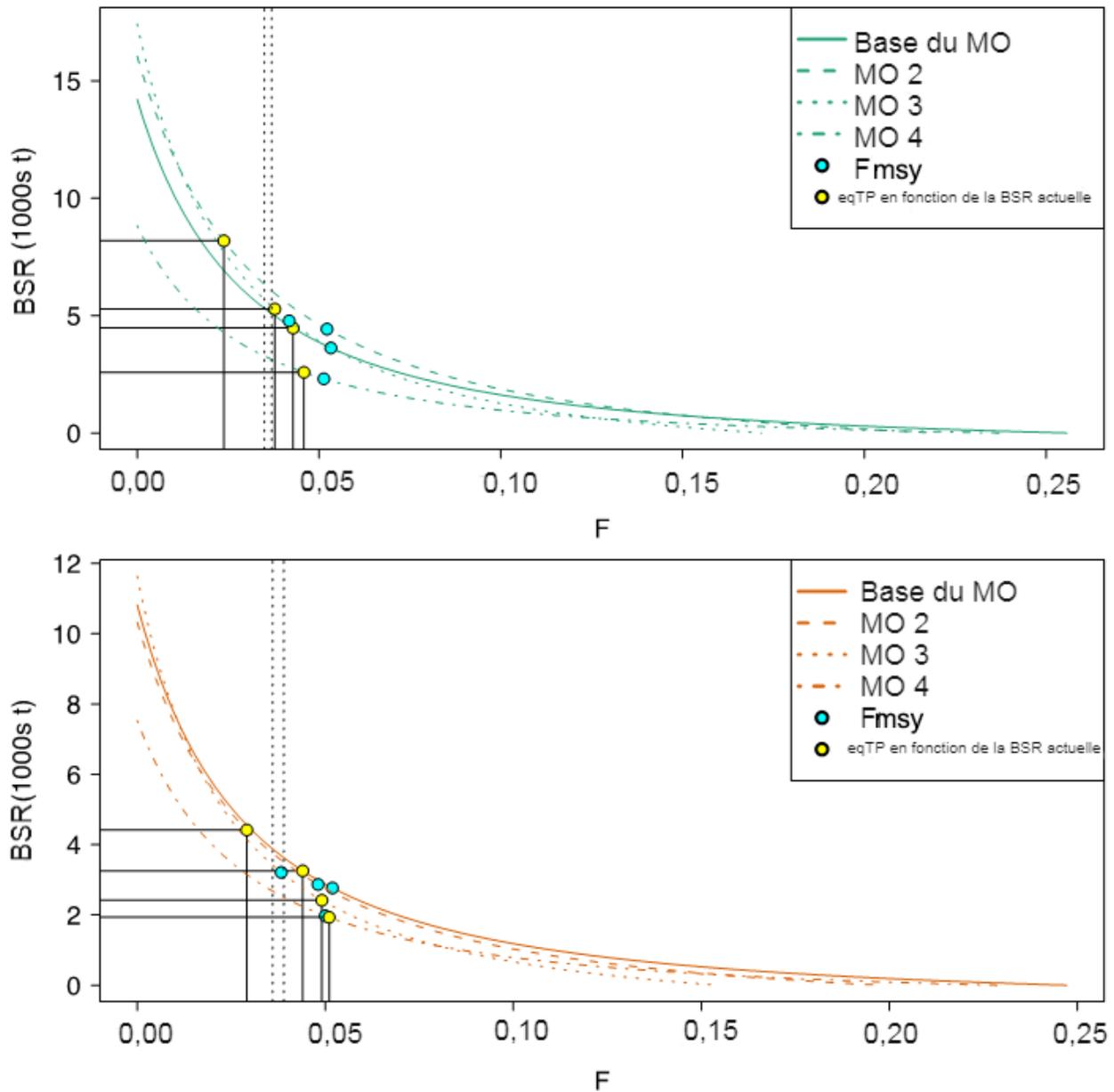


Figure 5. Relations d'équilibre entre la mortalité par pêche et la biomasse féconde du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures pour chaque modèle opérationnel; le graphique du haut représente la zone septentrionale et celui du bas, la zone méridionale. Les cercles jaunes représentent, pour chaque modèle opérationnel, la mortalité par pêche cible nécessaire pour maintenir la biomasse féconde à l'équilibre, près du niveau de 2018. Les lignes tiretées verticales représentent les valeurs de F ajustées pour les procédures de gestion CAA et CAA SMUV.

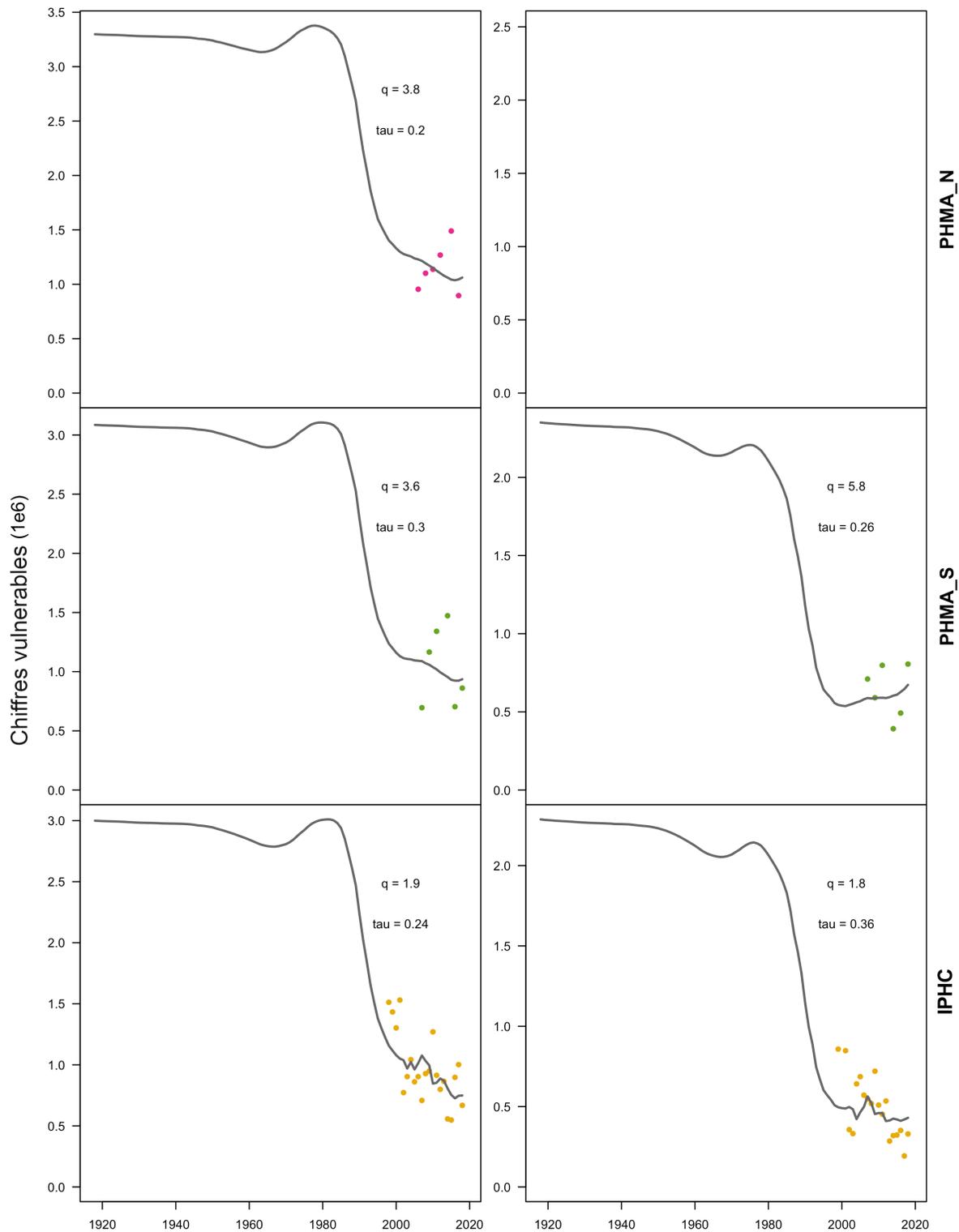


Figure 6. Ajustement de modèles opérationnels aux indices d'abondance issus de relevés ayant été normalisés en valeurs de vulnérabilité, et indices de biomasse normalisés mis à l'échelle pour les relevés PHMA_N et PHMA_S et le relevé de la IPHC pour les modèles opérationnels base_Nord (à gauche) et base_Sud (à droite).

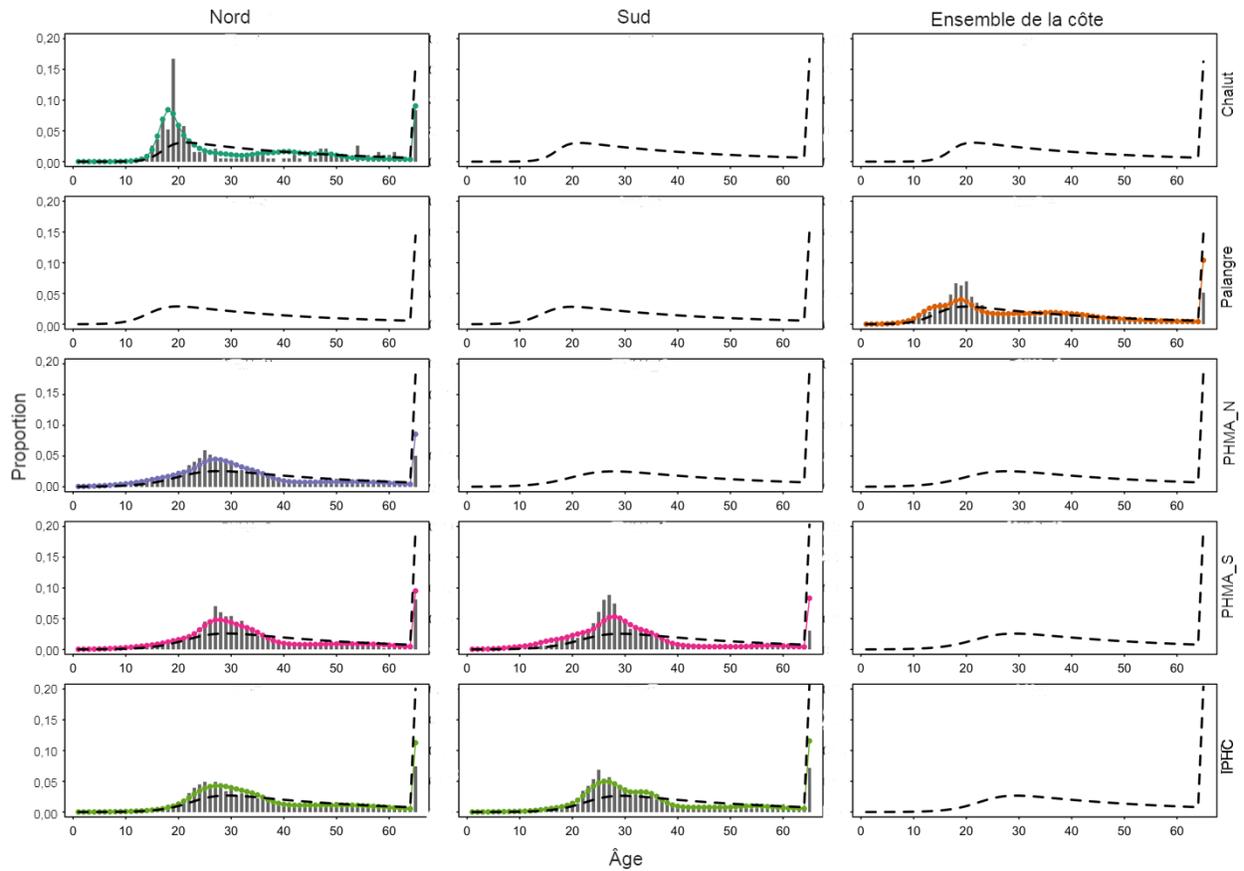


Figure 7. Composition moyenne du stock selon l'âge des individus, observée ou ajustée selon les modèles opérationnels de référence pour chacune des flottilles ayant fourni des données connexes. Les lignes tiretées noires indiquent la composition du stock selon l'âge des individus à l'équilibre et à un taux d'exploitation nul, qui a été ajustée selon la sélectivité de chaque flottille.

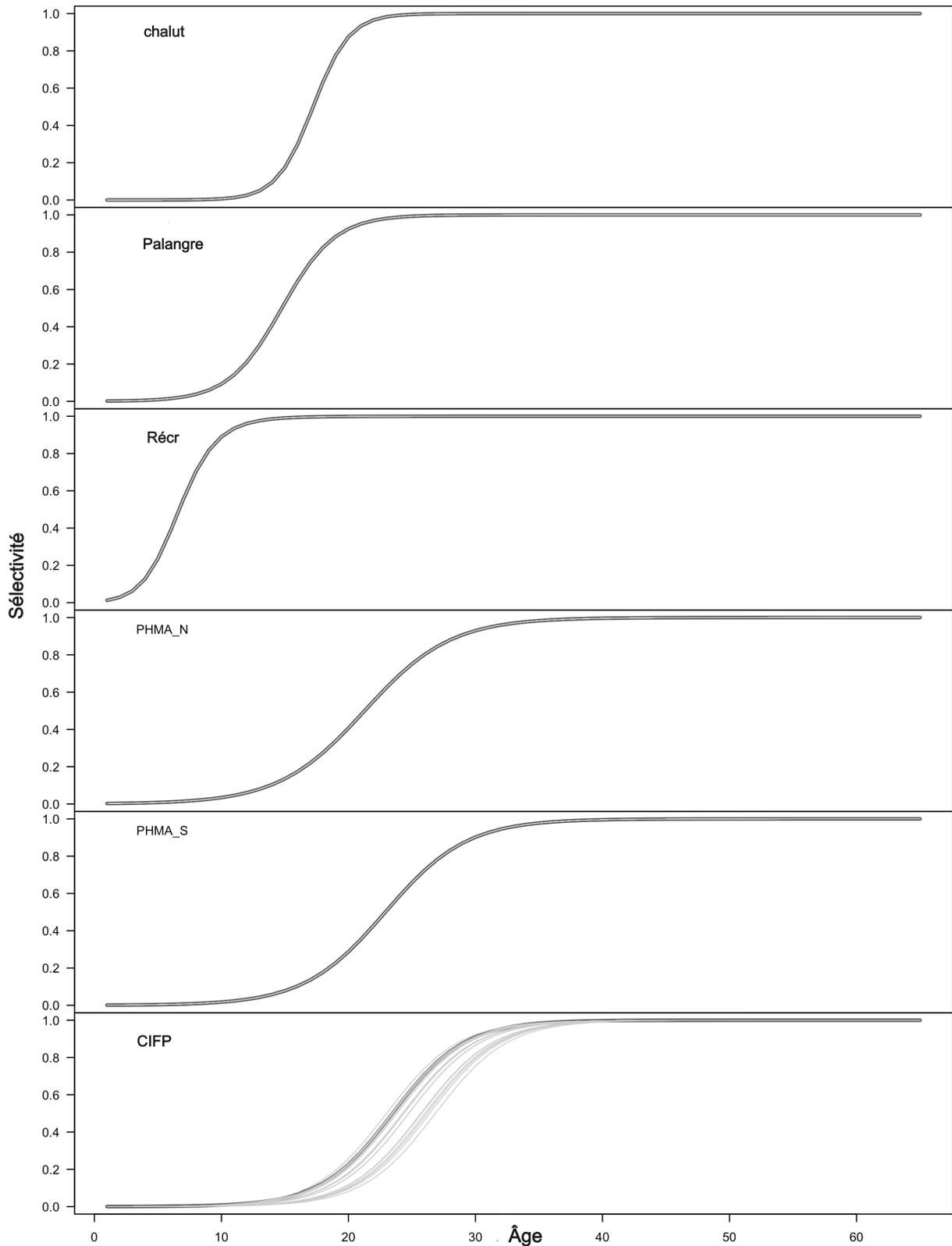


Figure 8. Sélectivité selon l'âge estimée par flottille pour le modèle opérationnel de référence. Les relations de sélectivité présentées sont les mêmes pour les stocks des zones septentrionale et méridionale, à l'exception de celles provenant du relevé de la PHMA.

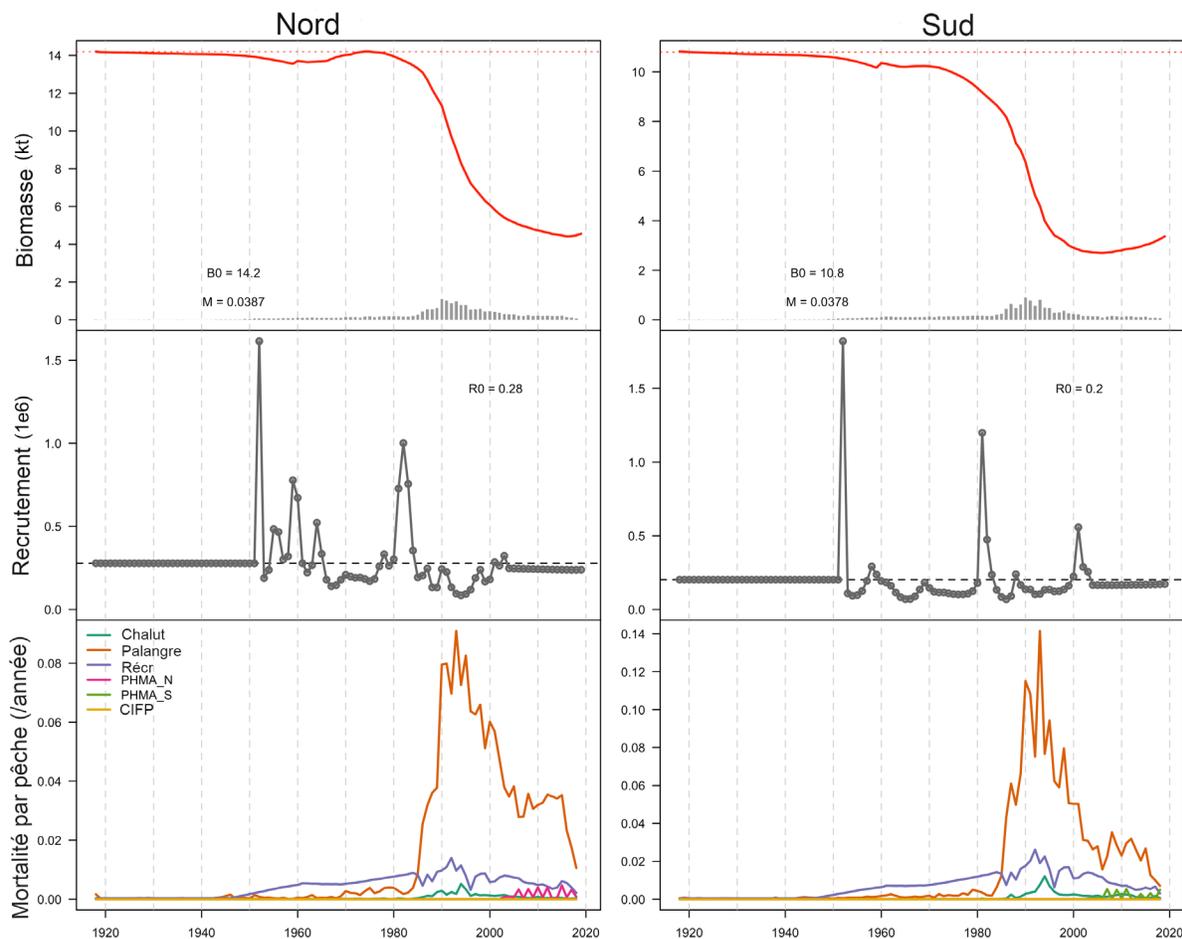


Figure 9. Estimations générées par le modèle opérationnel de référence de la biomasse féconde (ligne rouge dans les graphiques du haut) et des prises (barres grises dans les graphiques du haut), du recrutement des individus d'âge 1 (graphiques du milieu) et de la mortalité par pêche selon les flottilles (graphiques du bas) pour les zones septentrionale et méridionale.

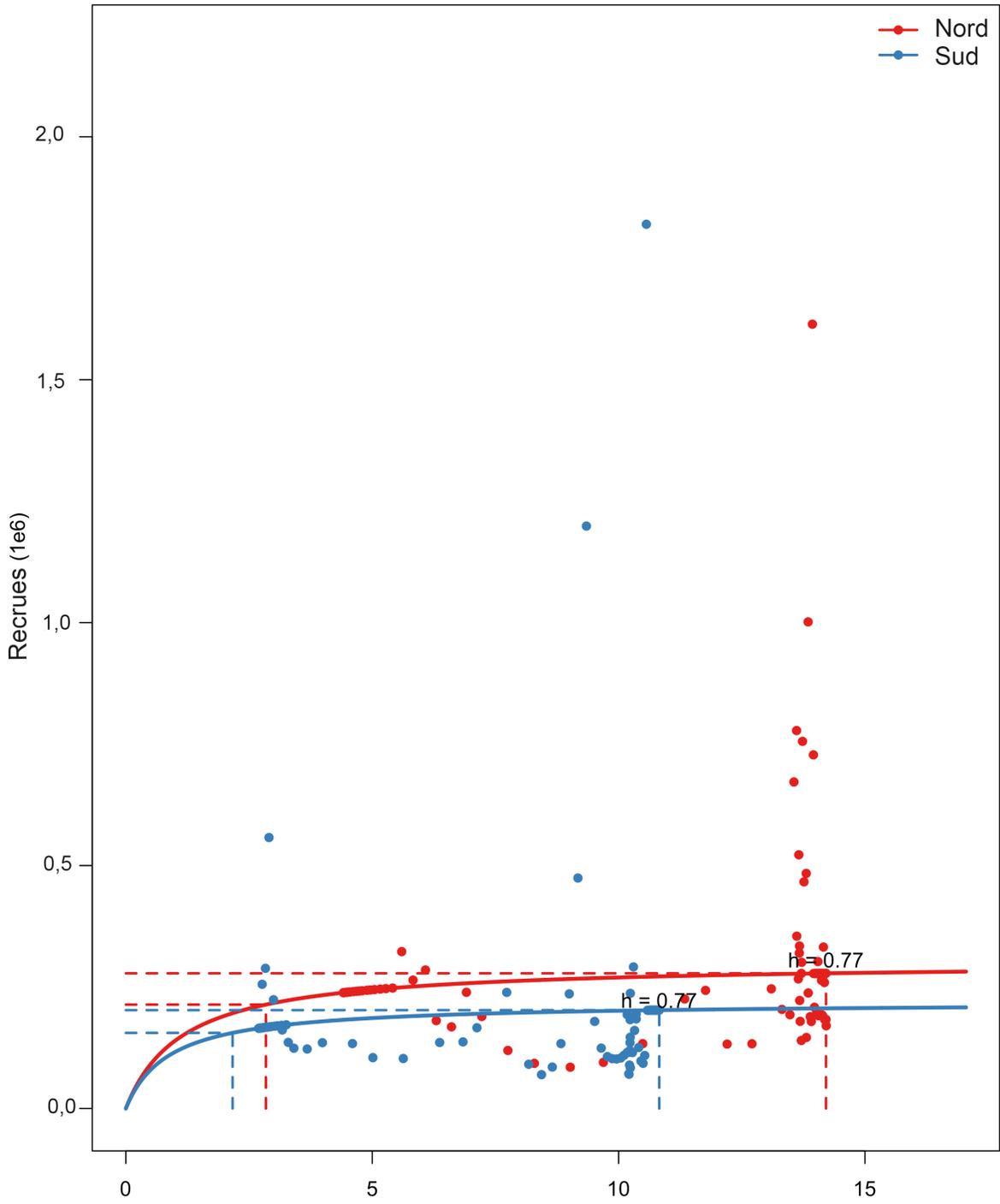


Figure 10. Estimations des relations stock-recrutement de Beverton-Holt (lignes pleines) et estimations du recrutement (points) pour les modèles opérationnels base_Nord (rouge) et base_Sud (bleu).

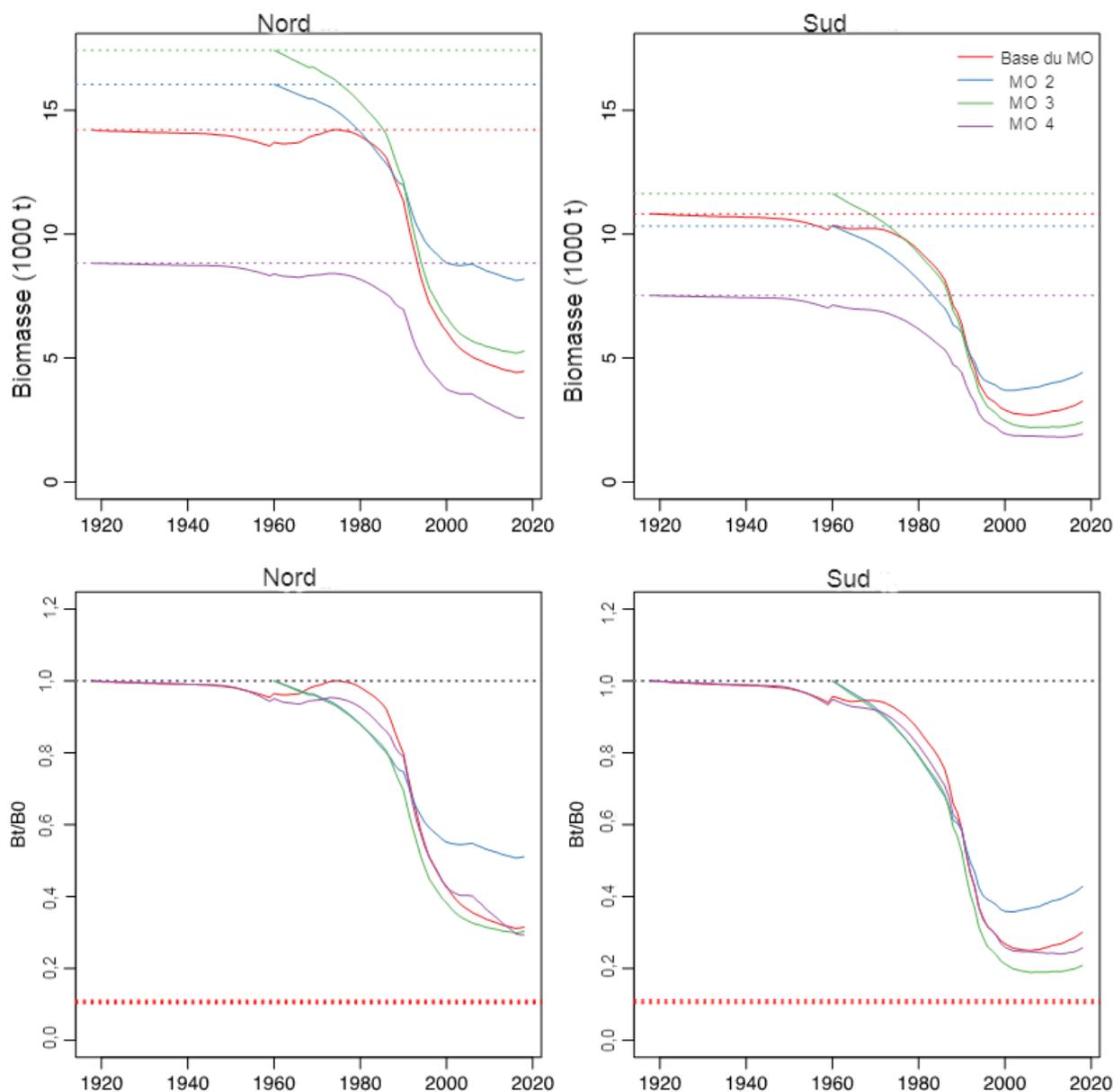


Figure 11. Déclin absolu (graphiques du haut) et déclin relatif (graphiques du bas) de la biomasse féconde pour les modèles opérationnels suivants : i) le modèle opérationnel de référence (OM Base), pour lequel on a utilisé 1918 comme année initiale et les prises commerciales reconstituées; ii) le modèle opérationnel 2 (OM2), pour lequel on a utilisé 1960 comme année initiale et les prises commerciales correspondant à la limite inférieure; iii) le modèle opérationnel 3 (OM3), pour lequel on a utilisé 1960 comme année initiale et les prises commerciales reconstituées; iv) le modèle opérationnel 4 (OM4), pour lequel on a utilisé 1918 comme année initiale et les prises commerciales correspondant à la limite inférieure. Les lignes pointillées rouges dans les graphiques du bas représentent le PRL pour chaque modèle, qui va de $0,10B_0$ à $0,11B_0$.

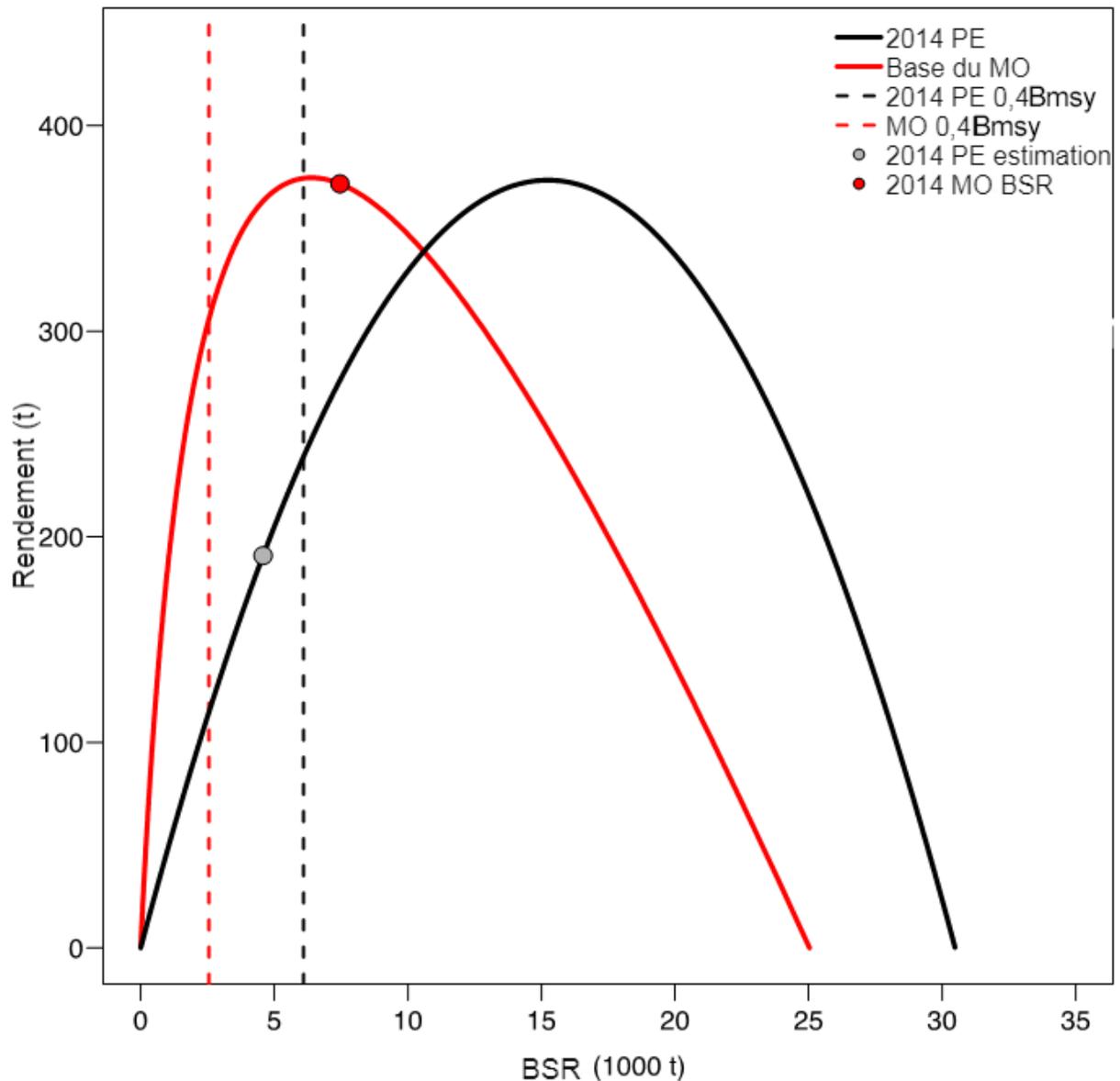


Figure 12. Courbes du rendement en situation d'équilibre en fonction de la biomasse féconde du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures à l'échelle de la côte pour le modèle opérationnel de référence fondé sur les prises selon l'âge et le modèle de production excédentaire (SP) utilisé dans l'évaluation de 2014. Les cercles gris et rouge représentent les estimations de la biomasse de 2014 tirées de l'évaluation de 2014 et du modèle opérationnel de référence, respectivement.

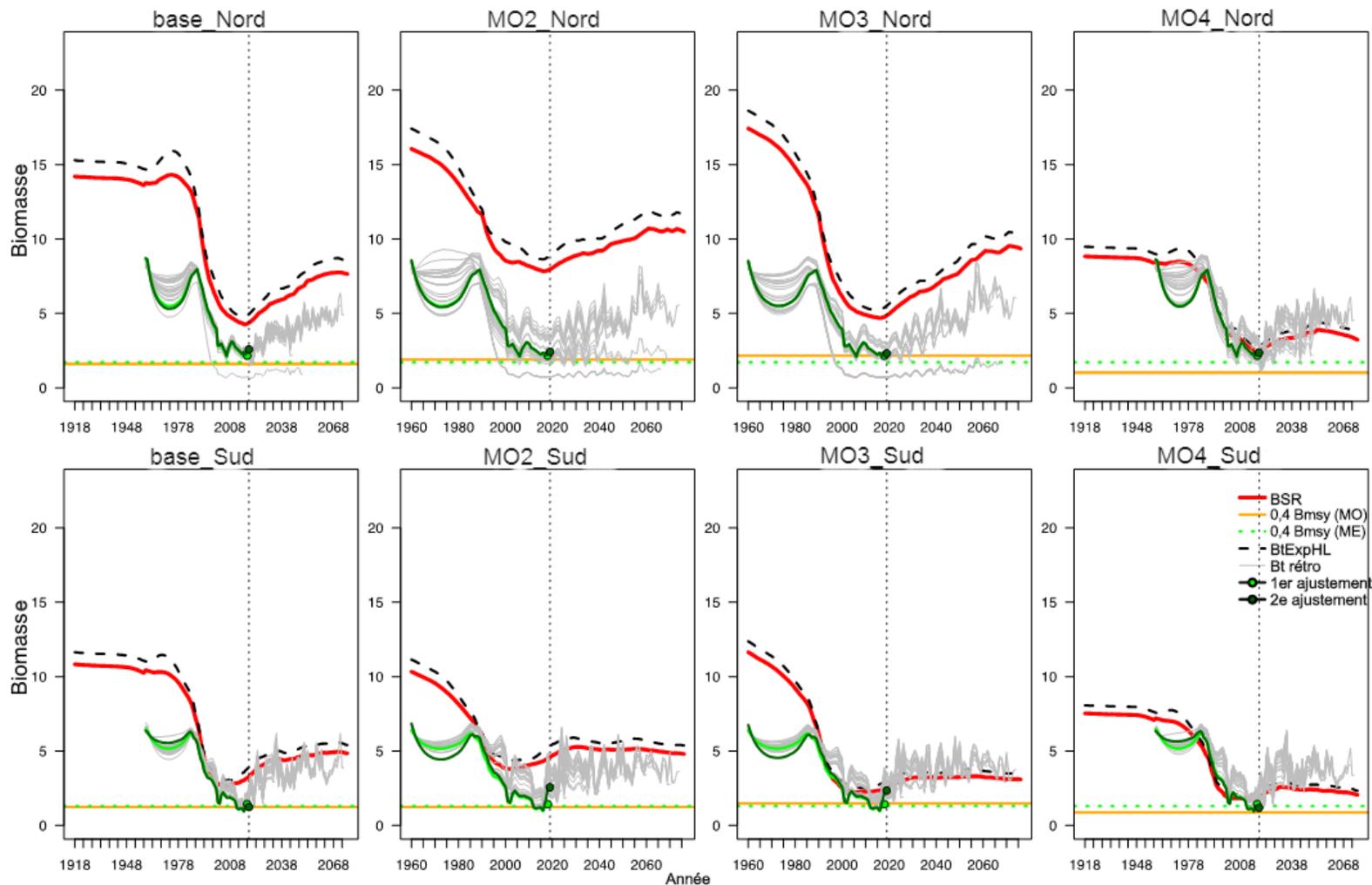


Figure 13. Simulations d'un exemple de reproduction provenant de chaque modèle opérationnel qui affiche un comportement rétrospectif concernant les estimations de la biomasse exploitable (Retro Bt) tirées du modèle d'évaluation (ME) fondé sur la production excédentaire, selon la biomasse exploitable pour la flottille de pêche aux lignes (ExpBtPL) tirée de modèle opérationnel utilisé. Les autres valeurs présentées comprennent la biomasse féconde (BF) tirée du modèle opérationnel et le PRL généré par celui-ci, soit $0,4B_{MSY}$ (MO), ainsi que l'estimation du PRL générée par le modèle d'évaluation fondé sur la production excédentaire, soit $0,4B_{MSY}$ (ME), lors de la première année d'évaluation.

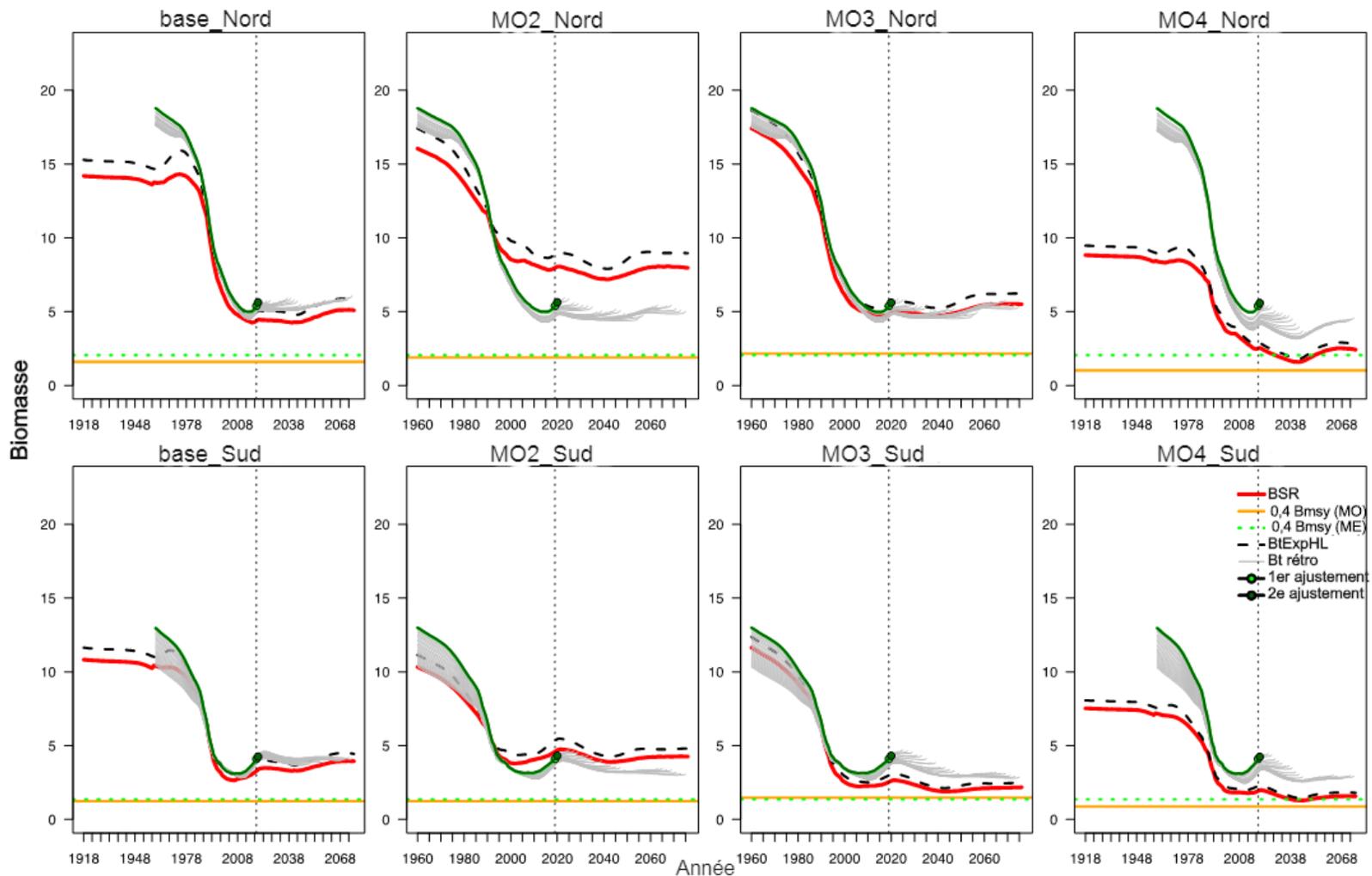


Figure 14. Simulations d'un exemple de reproduction provenant de chaque modèle opérationnel affichant un comportement rétrospectif concernant les estimations de la biomasse exploitable (Retro Bt pour la sélectivité de la pêche aux lignes) tirées du modèle d'évaluation (ME) fondé sur les prises selon l'âge, selon la biomasse exploitable pour la flottille de pêche aux lignes (ExpBtPL) tirée de modèle opérationnel utilisé. Les autres valeurs présentées comprennent la biomasse féconde (BF) tirée du modèle opérationnel et le PRL généré par celui-ci, soit $0,4B_{MSY}$ (MO), ainsi que l'estimation du PRL générée par le modèle d'évaluation fondé sur les prises selon l'âge, soit $0,4B_{MSY}$ (ME), lors de la première année d'évaluation.

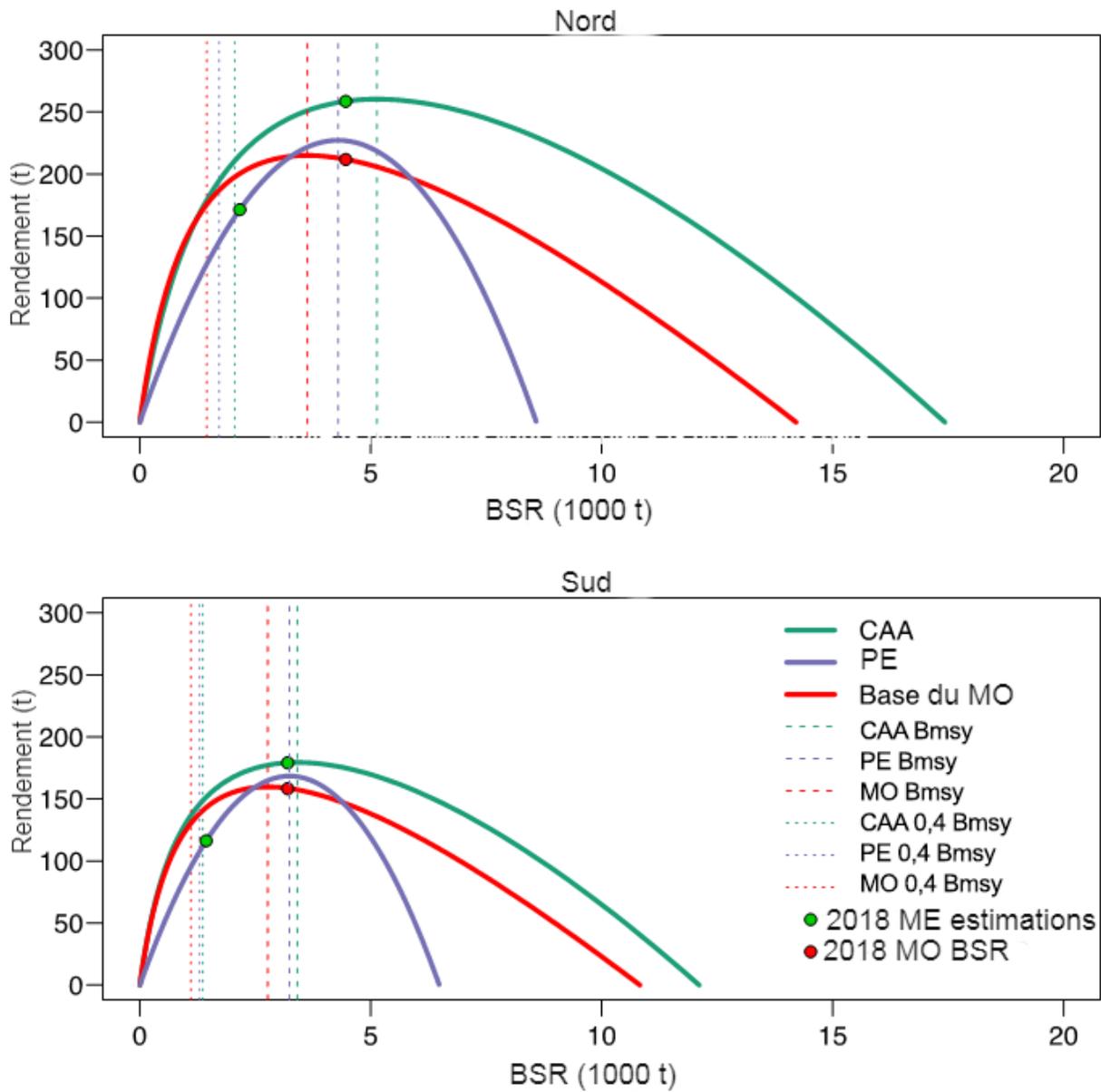


Figure 15. Courbes représentant le rendement en situation d'équilibre en fonction de la biomasse féconde estimée lors des évaluations fondées sur les prises selon l'âge (CAA) et la production excédentaire (SP) utilisées dans le cadre de certaines procédures de gestion, et ce, pour la première année simulée, soit 2018.

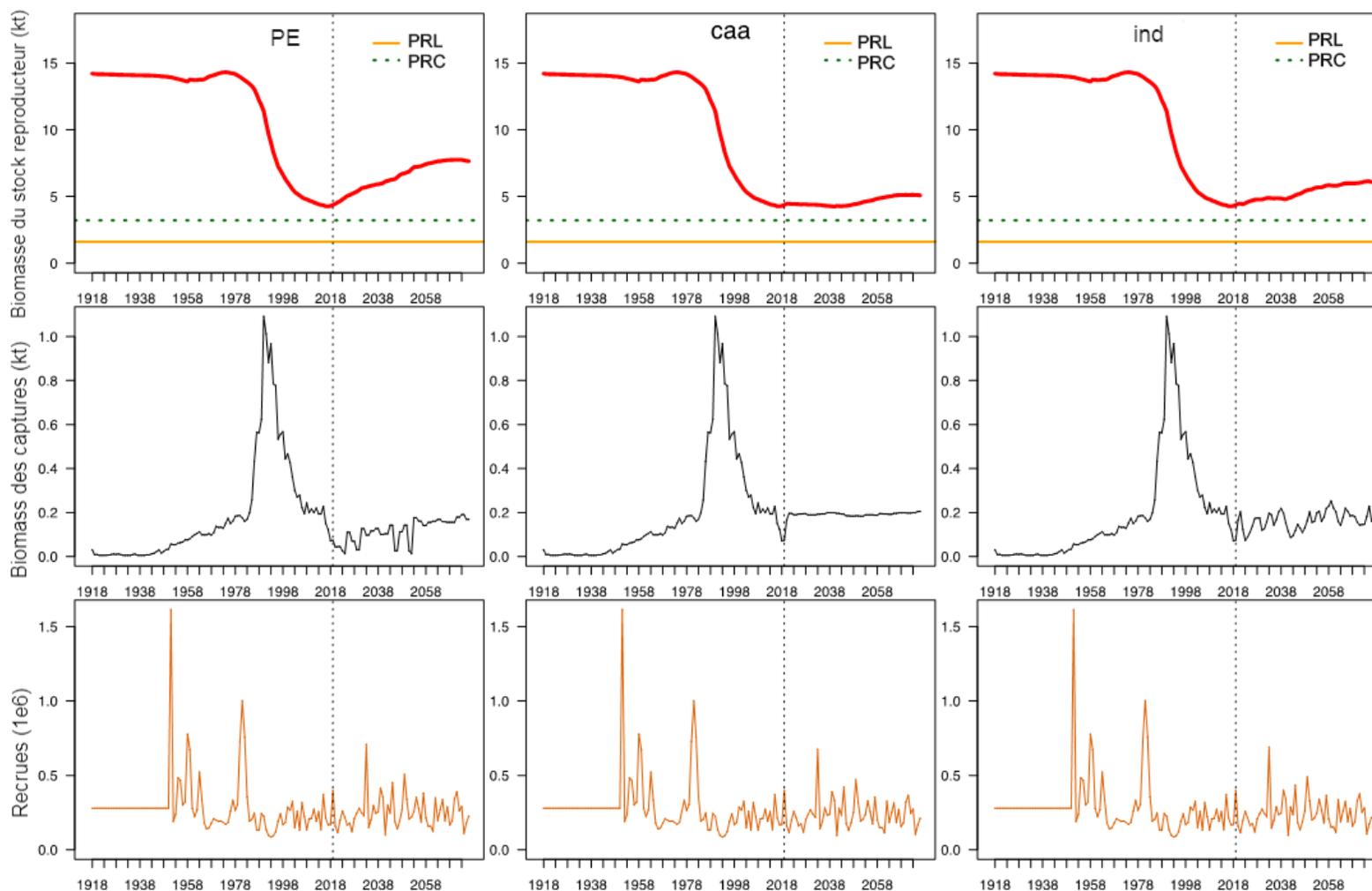


Figure 16. Simulations d'un exemple de reproduction de la biomasse féconde (rangée 1), des prises (rangée 2), du recrutement (rangée 3) et de la mortalité par pêche (rangée 4) provenant du modèle opérationnel selon le scénario base_Nord. Les colonnes présentent les résultats des procédures de gestion fondées sur la production excédentaire (*sp*; à gauche), les prises selon l'âge (*caa*; au milieu) et les tendances d'indices de relevé empiriques (*idx*; à droite). Dans chaque graphique, la ligne tiretée verticale sépare la période historique et la période projetée. Dans la première rangée, les lignes horizontales représentent le point de référence limite (PRL) et le point de référence cible (PRC; B_{MSY}) de la biomasse. Chaque procédure de gestion est soumise aux mêmes données d'entrée aléatoires pour les erreurs d'observation et les écarts relatifs aux processus de recrutement.

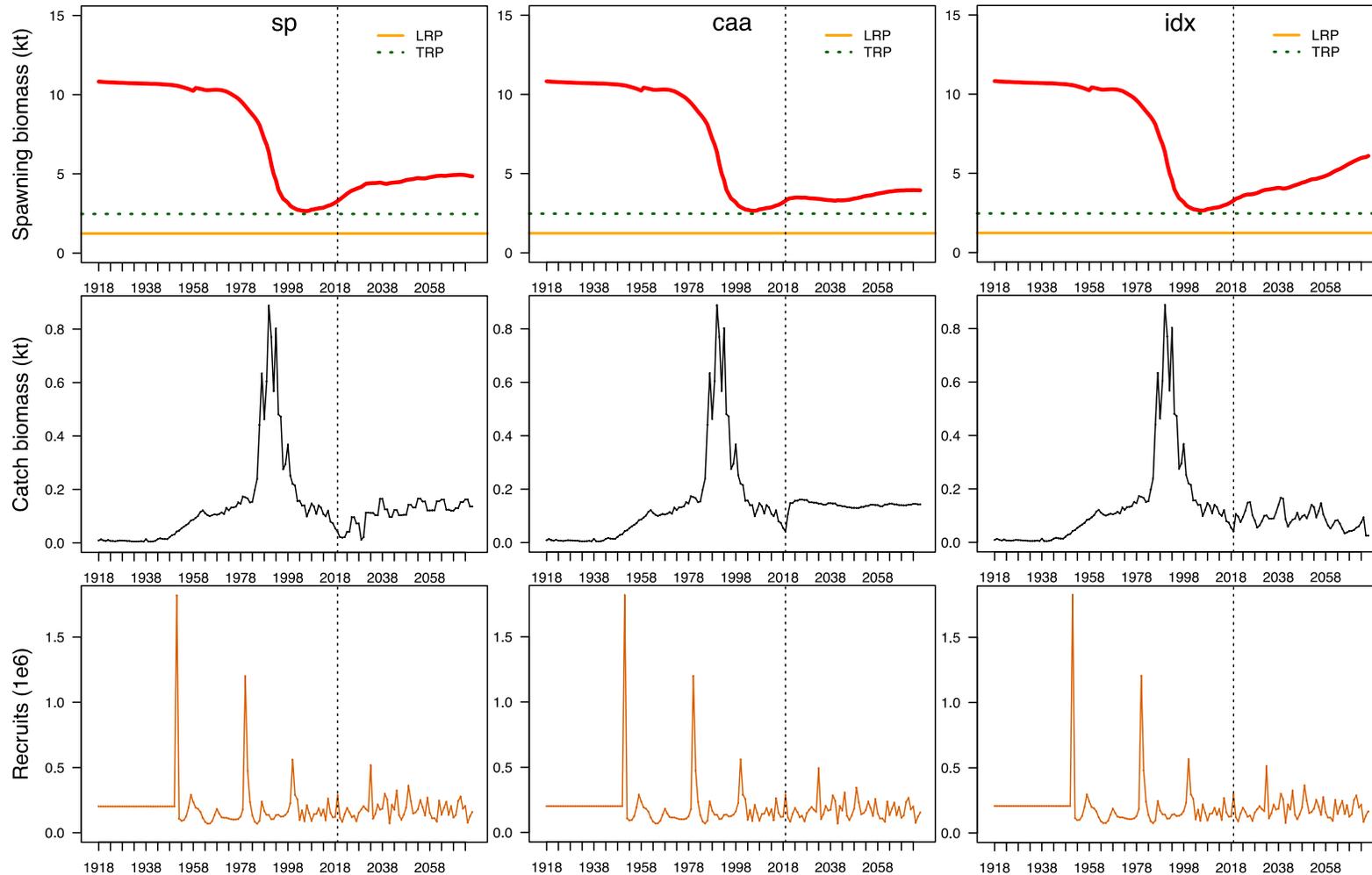


Figure 17. Simulations d'un exemple de reproduction de la biomasse féconde (rangée 1), des prises (rangée 2), du recrutement (rangée 3) et de la mortalité par pêche (rangée 4) provenant du modèle opérationnel selon le scénario base_Sud. Les colonnes présentent les résultats des procédures de gestion fondées sur la production excédentaire (sp; à gauche), les prises selon l'âge (caa; au milieu) et les tendances d'indices de relevé empiriques (idx; à droite). Dans chaque graphique, la ligne tirée verticale sépare la période historique et la période projetée. Dans la première rangée, les lignes horizontales représentent le point de référence limite (PRL) et le point de référence cible (PRC; B_{MSY}) de la biomasse. Chaque procédure de gestion est soumise aux mêmes données d'entrée aléatoires pour les erreurs d'observation et les écarts relatifs aux processus de recrutement.

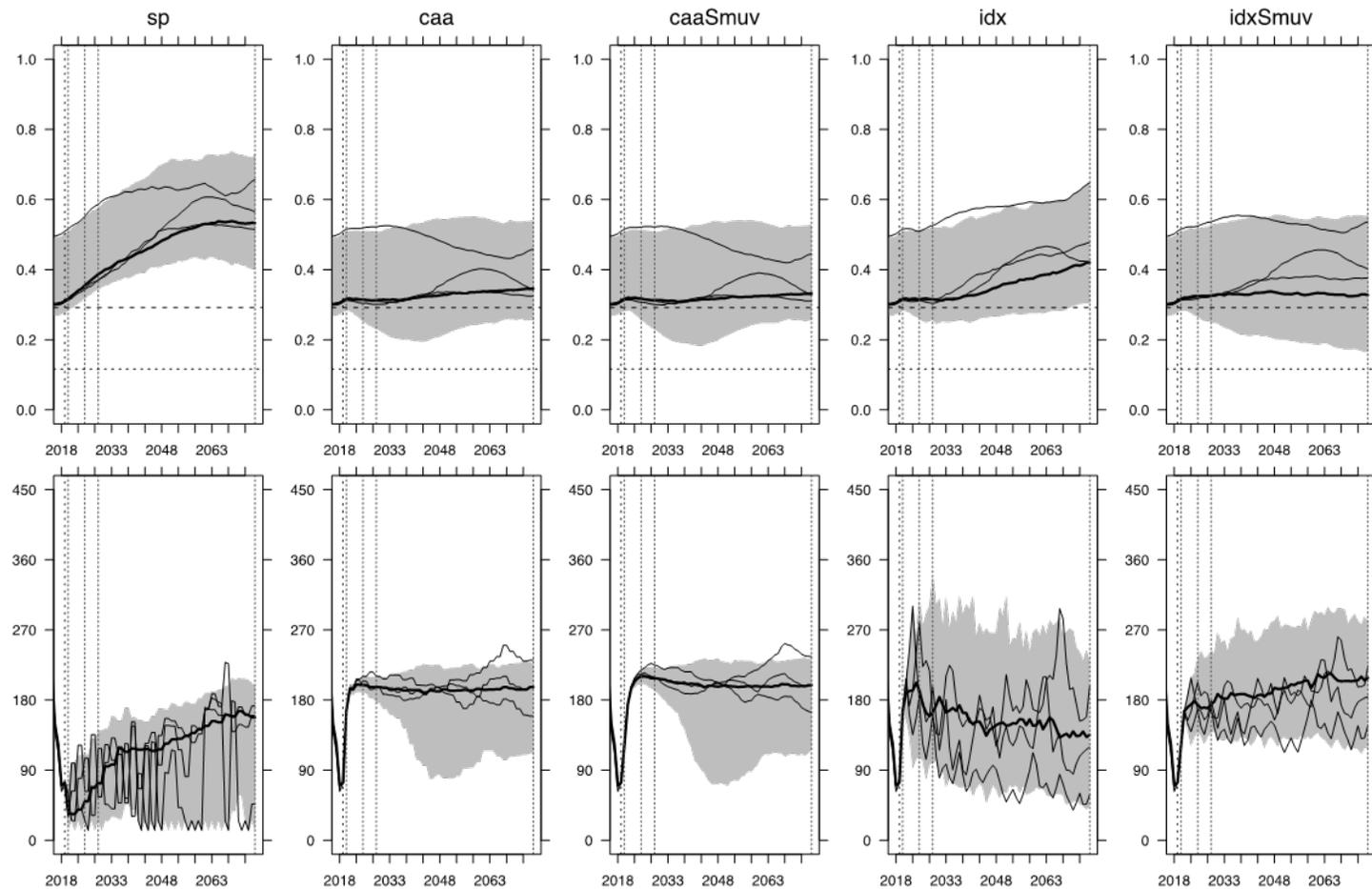


Figure 18. Distributions des projections pondérées de la baisse de la biomasse féconde (c.-à-d. BF/BF_0) pour les quatre modèles opérationnels (graphiques du haut) et les prises totales (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées pour la zone septentrionale (sp, caa, caa_Smuv, idx et idxSmuv). Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent le point de référence limite de la biomasse pondérée de $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et de B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

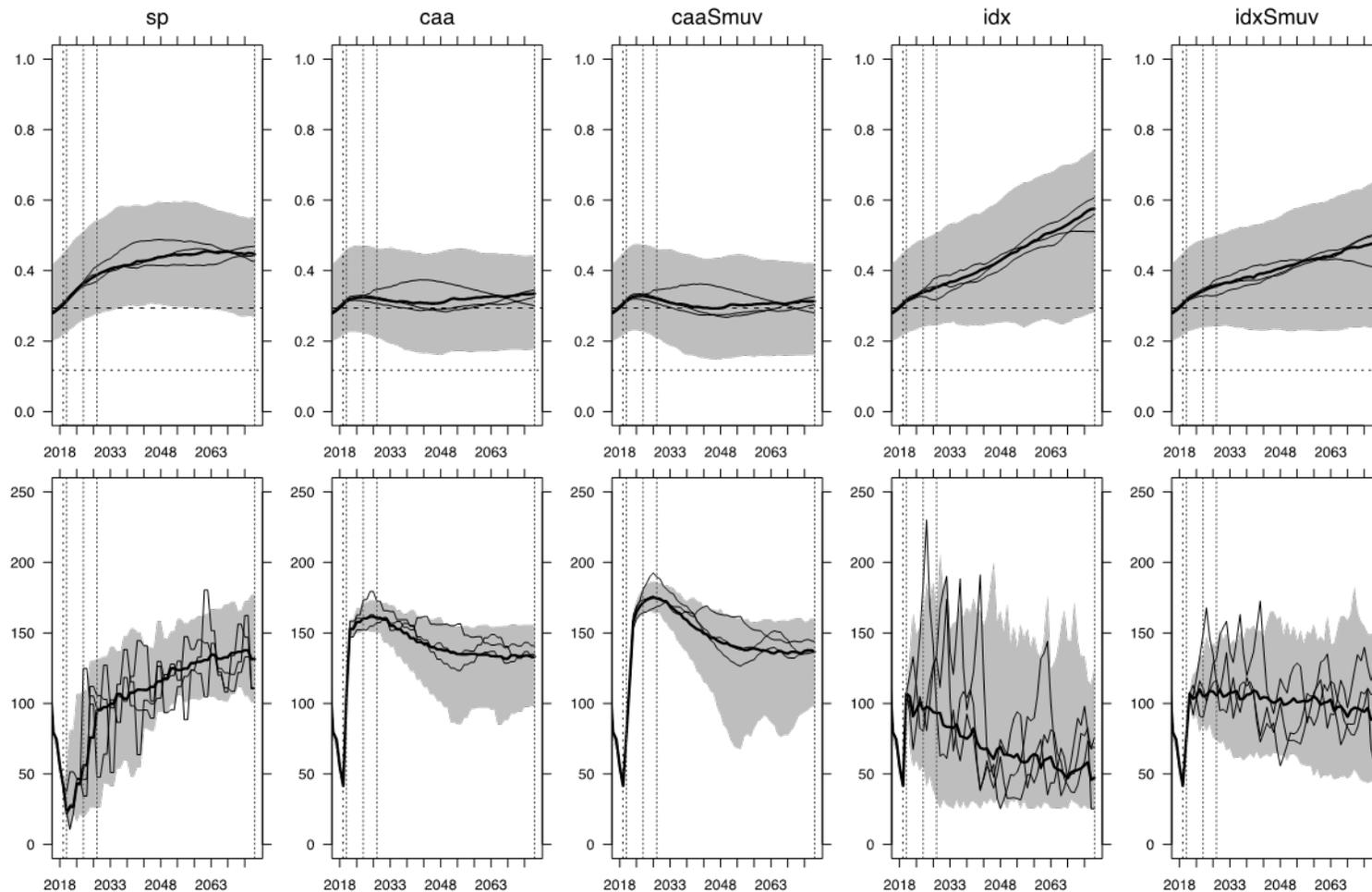


Figure 19. Distributions des projections pondérées de la baisse de la biomasse féconde (c.-à-d. BF_t/BF_0) pour les quatre modèles opérationnels (graphiques du haut) et les prises totales (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées pour la zone méridionale (sp, caa, caa_Smuv, idx et idxSmuv). Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent le point de référence limite de la biomasse pondérée de $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et de B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

ANNEXE A. SÉLECTION DES MODÈLES OPÉRATIONNELS

La présente annexe décrit l'ensemble de 24 scénarios de modèles opérationnels qui ont été évalués ainsi que le processus de sélection des quatre modèles opérationnels représentatifs qui ont été utilisés dans le cadre de la mise à l'essai de simulations. Les modèles opérationnels mis à l'essai comprennent les scénarios de prises commerciales et récréatives correspondant à la limite supérieure ou à la limite inférieure, l'année initiale 1960 ou 1918, et cinq distributions *a priori* de la mortalité naturelle différentes, où \bar{M} varie de 0,03 à 0,06 année⁻¹. On a classé les modèles opérationnels dans quatre groupes, en fonction de la série de prises commerciales et de l'année initiale utilisées afin de refléter les principales sources d'incertitude relatives aux données d'entrée des modèles (tableau A.1).

Les différentes données d'entrée utilisées ont produit une grande plage d'estimations pour les paramètres biologiques et de gestion clés (c.-à-d. B_0 , M , B_{MSY} , MSY , F_{MSY} , B_{2018} , B_{2018}/B_0 , B_{2018}/B_{MSY}). Certaines estimations obtenues ne semblaient pas concorder avec les données historiques de la pêche et la biologie de l'espèce (tableau A.2). L'effet principal des différentes données d'entrée liées aux prises et des différents scénarios de M était une augmentation ou une diminution de la biomasse. La série de prises correspondant à la limite inférieure et les valeurs minimales de \bar{M} utilisées dans les distributions *a priori* de la mortalité naturelle ont produit de faibles estimations du stock, qui ont entraîné une diminution de B_0 , de B_{MSY} et du MSY , ainsi qu'une faible valeur de B_{2018}/B_0 (c.-à-d. diminution plus marquée). Les estimations de cette diminution étaient particulièrement sensibles au choix de la distribution *a priori* de la mortalité naturelle.

On a exclu les scénarios qui généraient une valeur du $MSY > 500$ t parce qu'on ne considérait pas qu'ils étaient réalistes compte tenu des données historiques des pêches de la Colombie-Britannique. On a donc éliminé tous les scénarios de la mortalité naturelle pour lesquels $M > 0,04$ /année; il restait donc 14 modèles opérationnels à examiner de façon plus approfondie (tableau A.1). Pour les groupes 1, 2 et 4, on a choisi un modèle opérationnel représentatif utilisant la distribution *a priori* de la mortalité naturelle la moins informative, soit baseM ($\bar{M} = 0,0345$, $\sigma_M = 0,01$), et la série de prises récréatives correspondant à la limite supérieure (c.-à-d. prises reconstituées), qui était considérée comme plus réaliste (tableau B.9). Pour le groupe 3, on a utilisé le modèle opérationnel avec la distribution *a priori* M.03 ($\bar{M} = 0,03$, $\sigma_M = 0,0001$) étant donné que le scénario baseM a produit un $MSY > 500$ t à l'échelle de la côte.

Tableau A.1. Données d'entrée des modèles opérationnels pour l'année initiale, les prises commerciales, les prises récréatives et les distributions a priori du taux de mortalité naturelle (M) hiérarchiques. Les scénarios de prises comprennent les séries correspondant à la limite supérieure, qui utilisent des prises reconstituées, et les séries correspondant à la limite inférieure, qui sont fondées sur des ensembles de prises déclarées. Les scénarios de la mortalité naturelle utilisent une distribution a priori log-normale $\log M \sim N(\log \bar{M}, \sigma_M)$ avec les valeurs $\bar{M} = 0,0345, \sigma_M = 0,01$ (baseM) et $\bar{M} = 0,03, 0,04, 0,05, 0,06, \sigma_M = 0,0001$ (M.03, M.04, M.05 et M.06). Les scénarios en caractères gras indiquent les modèles opérationnels pour lesquels $MSY < 500$ t à l'échelle de la côte.

Groupe	Données d'entrée du scénario				Nom du scénario de modèles opérationnels
	Année initiale	Limite – Prises commerciales	Limite – Prises récréatives	Distribution a priori de la mortalité naturelle	
1	1918	Supérieure	Supérieure	baseM	baseM_1918_str2018
				M.03	M.03_1918_str2018
				M.04	M.04_1918_str2018
			Inférieure	M.05	M.05_1918_str2018
				M.06	M.06_1918_str2018
				baseM	baseM_1918_str2018_lbRec
2	1960	Inférieure	Supérieure	baseM	baseM_1960_lbComm
				M.03	M.03_1960_lbComm
				M.04	M.04_1960_lbComm
			Inférieure	M.05	M.05_1960_lbComm
				M.06	M.06_1960_lbComm
				baseM	baseM_1960_lbComm_lbRec
3	1960	Supérieure	Supérieure	baseM	baseM_1960_str2018
				M.03	M.03_1960_str2018
				M.04	M.04_1960_str2018
			Inférieure	M.05	M.05_1960_str2018
				M.06	M.06_1960_str2018
				baseM	baseM_1960_str2018_lbRec
4	1918	Inférieure	Supérieure	baseM	baseM_1918_lbCom
				M.03	M.03_1918_lbComm
				M.04	M.04_1918_lbComm
			Inférieure	M.05	M.05_1918_lbComm
				M.06	M.06_1918_lbComm
				baseM	baseM_1918_lbComm_lbRec

Tableau A.2. Estimations des paramètres biologiques et des points de référence en matière de gestion pour l'ensemble de la série de 24 scénarios de modèles opérationnels évalués. Les groupes sont fondés sur les données d'entrée des modèles, soit 1918 comme année initiale et une série de prises reconstituées (groupe 1), 1918 comme année initiale et une série de prises déclarées (groupe 2), 1960 comme année initiale et une série de prises déclarées (groupe 3) ou 1960 comme année initiale et une série de prises reconstituées (groupe 4). Les valeurs de biomasse et d'unités fondées sur le MSY sont données en kt.

Groupe	Scénario	Stock	Biomasse à	Mortalité	Taux de	Points de référence			État actuel		
			un taux d'exploitation nul (kt)			(année ⁻¹)	variation du recrutement	B _{MSY}	F _{MSY}	MSY	B ₂₀₁₈
			B ₀	M	h						
1	baseM_1918_str2018	Zone septentrionale	14,3	0,039	0,77	3,6	0,054	0,22	4,6	0,32	1,27
		Zone méridionale	10,9	0,038	0,77	2,8	0,052	0,16	3,3	0,31	1,20
	baseM_1918_str2018_lbRec	Zone septentrionale	10,3	0,039	0,80	2,5	0,057	0,16	3,4	0,33	1,35
		Zone méridionale	6,9	0,038	0,80	1,7	0,056	0,11	2,0	0,29	1,20
	M.03_1918_str2018	Zone septentrionale	12,2	0,032	0,80	3,0	0,047	0,16	2,7	0,22	0,89
		Zone méridionale	9,6	0,031	0,80	2,4	0,046	0,12	1,8	0,18	0,73
	M.04_1918_str2018	Zone septentrionale	16,1	0,042	0,76	4,1	0,057	0,26	6,4	0,40	1,56
		Zone méridionale	12	0,041	0,76	3,1	0,056	0,19	4,7	0,39	1,53
	M.05_1918_str2018	Zone septentrionale	36,4	0,051	0,74	9,4	0,069	0,72	26,0	0,71	2,76
		Zone méridionale	21,2	0,051	0,74	5,5	0,068	0,41	15,0	0,71	2,74
	M.06_1918_str2018	Zone septentrionale	211,5	0,061	0,72	55,6	0,080	4,85	167,2	0,79	3,00
		Zone méridionale	73,3	0,061	0,72	19,3	0,080	1,68	66,4	0,91	3,44
2	baseM_1960_lbComm	Zone septentrionale	16,5	0,044	0,71	4,5	0,052	0,26	8,6	0,52	1,90
		Zone méridionale	10,5	0,041	0,71	2,9	0,048	0,16	4,6	0,44	1,58

Groupe	Scénario	Stock	Biomasse à	Mortalité	Taux de	Points de référence			État actuel		
			un taux d'exploitation nul (kt)			(année ⁻¹)	variation du recrutement	B _{MSY}	F _{MSY}	MSY	B ₂₀₁₈
			B ₀	M	h						
3	baseM_1960_lbComm_lbRec	Zone septentrionale	7,4	0,043	0,82	1,7	0,082	0,14	2,6	0,35	1,50
		Zone méridionale	2,7	0,039	0,82	0,6	0,072	0,04	0,5	0,19	0,82
	M.03_1960_lbComm	Zone septentrionale	10,6	0,034	0,71	3,0	0,040	0,13	2,9	0,27	0,97
		Zone méridionale	8	0,031	0,71	2,3	0,037	0,09	1,3	0,17	0,59
	M.04_1960_lbComm	Zone septentrionale	16,9	0,045	0,71	4,6	0,053	0,27	9,0	0,53	1,93
		Zone méridionale	10,6	0,041	0,71	2,9	0,049	0,16	4,8	0,45	1,62
	M.05_1960_lbComm	Zone septentrionale	66,6	0,054	0,71	17,9	0,067	1,32	51,9	0,78	2,89
		Zone méridionale	22,2	0,051	0,71	6,0	0,062	0,41	17,7	0,80	2,94
	M.06_1960_lbComm	Zone septentrionale	207,6	0,062	0,68	57,4	0,074	4,61	151,1	0,73	2,63
		Zone méridionale	80,3	0,060	0,68	22,3	0,071	1,73	76,6	0,95	3,44
	baseM_1960_str2018	Zone septentrionale	31,1	0,044	0,73	8,3	0,055	0,51	18,9	0,61	2,27
		Zone méridionale	16,2	0,041	0,73	4,4	0,051	0,25	8,5	0,52	1,93
baseM_1960_str2018_lbRec	Zone septentrionale	14	0,043	0,79	3,4	0,070	0,24	4,3	0,31	1,24	
	Zone méridionale	4,9	0,039	0,79	1,2	0,062	0,08	0,7	0,15	0,59	
M.03_1960_str2018	Zone septentrionale	17,7	0,034	0,73	4,8	0,043	0,23	5,6	0,32	1,17	
	Zone méridionale	11,8	0,031	0,73	3,2	0,039	0,14	2,6	0,22	0,80	

Groupe	Scénario	Stock	Biomasse à	Mortalité	Taux de	Points de référence			État actuel		
			un taux d'exploitation nul (kt)			(année ⁻¹)	variation du recrutement	B _{MSY}	F _{MSY}	MSY	B ₂₀₁₈
			B ₀	M	h						
4	M.04_1960_str2018	Zone septentrionale	31,8	0,045	0,73	8,5	0,056	0,53	19,6	0,61	2,30
		Zone méridionale	16,4	0,041	0,73	4,4	0,051	0,25	8,7	0,53	1,96
	M.05_1960_str2018	Zone septentrionale	132,3	0,054	0,71	35,5	0,067	2,63	106,0	0,80	2,99
		Zone méridionale	34,9	0,051	0,71	9,4	0,063	0,65	29,1	0,83	3,09
	M.06_1960_str2018	Zone septentrionale	387,5	0,062	0,68	106,8	0,074	8,62	283,7	0,73	2,66
		Zone méridionale	131,2	0,060	0,68	36,3	0,071	2,83	126,6	0,96	3,49
	baseM_1918_lbComm	Zone septentrionale	8,9	0,039	0,76	2,3	0,052	0,13	2,7	0,30	1,16
		Zone méridionale	7,6	0,038	0,76	2,0	0,051	0,11	2,0	0,27	1,03
	baseM_1918_lbComm_lbRec	Zone septentrionale	5,2	0,039	0,79	1,3	0,057	0,08	1,8	0,34	1,38
		Zone méridionale	3,9	0,038	0,79	1,0	0,056	0,06	1,1	0,29	1,17
	M.03_1918_lbComm	Zone septentrionale	7,8	0,032	0,80	1,9	0,048	0,10	1,7	0,22	0,91
		Zone méridionale	6,9	0,031	0,80	1,7	0,047	0,09	1,3	0,19	0,78
	M.04_1918_lbComm	Zone septentrionale	9,8	0,042	0,74	2,6	0,054	0,16	3,5	0,36	1,36
		Zone méridionale	8,2	0,041	0,74	2,2	0,053	0,13	2,8	0,34	1,28
	M.05_1918_lbComm	Zone septentrionale	19,4	0,051	0,73	5,1	0,067	0,38	12,5	0,64	2,45
		Zone méridionale	13,8	0,051	0,73	3,6	0,066	0,26	9,1	0,66	2,50

Groupe	Scénario	Stock	Biomasse à	Mortalité (année ⁻¹)	Taux de variation du recrutement	Points de référence			État actuel		
			un taux d'exploitation nul (kt)			B ₀	M	h	B _{MSY}	F _{MSY}	MSY
	M.06_1918_lbComm	Zone septentrionale	107	0,061	0,71	28,3	0,079	2,44	83,2	0,78	2,94
		Zone méridionale	47,2	0,061	0,71	12,5	0,079	1,08	42,1	0,89	3,37

ANNEXE B. DONNÉES D'ENTRÉE

B.1 INDICES D'ABONDANCE

B.1.1 Indices relatifs au relevé de la PHMA

Le relevé à la palangre sur fond dur de la Pacific Halibut Management Association (PHMA) de la Colombie-Britannique est aléatoire et stratifié. La base d'échantillonnage de celui-ci est divisée en cellules de grille de 2 km de côté et en trois strates de profondeur (de 20 à 70 m, de 71 à 150 m et de 151 à 260 m) pour les milieux à fond dur fréquentés par la population de sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique (figures B.1 et B.2). Le relevé, qui a commencé en 2006, vise à fournir des indices d'abondance pour le sébaste aux yeux jaunes et le sébaste à dos épineux, et alterne entre les bases d'échantillonnage nord et sud chaque année (Doherty *et al.* 2019).

On a stratifié les CPUE du relevé de la PHMA par zone de gestion (3C, 3D, 5A4B, 5B, 5C, 5D et 5E) et par strate de profondeur (de 20 à 70 m, de 71 à 150 m et de 151 à 260 m). On a procédé de cette façon afin d'obtenir les taux de prises annuels moyens $\bar{y}_{h,y}$ et les variances relatives à l'échantillonnage $s_{h,y}^2$, et ce, pour chaque strate et chaque année utilisées afin de calculer la moyenne stratifiée des taux de prises $\bar{y}_{str,y}$ et la variance connexe $V(\bar{y}_{str,y})$ pour les stocks de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures. Pour ce faire, on a utilisé les estimateurs de Cochran normalisés (1977) suivants :

$$\bar{y}_{str,y} = \sum_{h=1}^L W_h \bar{y}_{h,y}$$

$$V(\bar{y}_{str,y}) = \sum_{h=1}^L W_h^2 \frac{s_{h,y}^2}{n_{h,y}} \left(1 - \frac{n_{h,y}}{N_h} \right)$$

$$s_{h,y}^2 = \sum_{i=1}^{n_{h,y}} \frac{(y_{h,y,i} - \bar{y}_{h,y})^2}{(n_{h,y} - 1)}$$

Dans les équations, $h = \{1, 2, \dots, L\}$ représente le nombre de strates et $i = \{1, 2, \dots, n_{h,y}\}$, le nombre de calées individuelles effectuées dans chaque strate, pour chaque année. Les variances et les moyennes stratifiées sont pondérées en proportion du nombre total de cellules de 2 km de côté N_h dans chaque strate h par rapport au nombre de cellules de 2 km de côté dans l'ensemble de la zone d'échantillonnage N , compte tenu de la pondération associée à chaque strate, soit

$$W_h = \frac{N_h}{N}.$$

La zone sud du relevé de la PHMA comprend des cellules de grille situées dans les zones septentrionale (5B) et méridionale (3CD et 5A) associées aux stocks de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures. Pour générer un indice relatif à la zone 5B du bassin de la Reine-Charlotte (PHMA_BRC), on a utilisé les calées effectuées dans la zone 5B lors des

années où le relevé de la PHMA a été réalisé dans la zone sud (2007, 2009, 2011, 2014 et 2016). On a également utilisé les calées relatives à ces années pour générer l'indice PHMA_S pour la zone de relevé restante, qui est stratifié selon les zones de gestion 5A et 4B, 3C et 3D. La grille d'échantillonnage du relevé de la PHMA du nord se situe entièrement dans la région fréquentée par le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de la zone septentrionale. On a utilisé les calées réalisées à cet endroit pour générer l'indice PHMA_N, qui est stratifié selon les zones de gestion 5B, 5C, 5D et 5E (tableau B.1 et figure B.3).

B.1.2 Indices relatifs au relevé de la IPHC

La Commission internationale du flétan du Pacifique (IPHC) mène chaque année un relevé à la ligne fixe indépendant de la pêche en Colombie-Britannique, qui est conçu selon un plan par stations fixes. En 1998, on a commencé à utiliser des stations fixes situées dans le nord de la Colombie-Britannique (zone de gestion du poisson de fond 5ABCDE), qui sont séparées les unes des autres par une distance égale. En 1999, on a agrandi la grille de relevé pour inclure la côte ouest de l'île de Vancouver (zone de gestion du poisson de fond 3CD). Les stations situées sur la côte nord de l'île de Vancouver ont fait l'objet d'activités de relevé de 1998 à 2018, tandis que les stations de la côte ouest de l'île de Vancouver ont fait l'objet d'activités de relevé en 1999 et de 2001 à 2018 (tableau B.2 et figure B.4). On a exclu les données du relevé de la IPHC datant de 1995 à 1997 parce que la configuration des stations était différente pendant cette période (Gertseva et Cope 2017, Yamanaka *et al.* 2018).

On a calculé les indices annuels des stocks de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures des zones septentrionale (I_{Nord}^{IPHC}) et méridionale (I_{Sud}^{IPHC}) comme le nombre moyen d'individus

(C_{it}) capturés par « patin » efficace (E_{it}) appâté au saumon kéta (tel que décrit dans les documents de Yamanaka *et al.* 2018 et de Anderson *et al.* 2019). Un « patin » efficace correspond à environ 100 hameçons observés. Pour calculer ces indices, on a utilisé l'équation suivante :

$$I_t^{IPHC} = \frac{1}{n_t} \sum_{i=1}^{n_t} \frac{C_{it}}{E_{it}}$$

Les stations du relevé de la IPHC situées en Colombie-Britannique sont conçues pour fournir un indice d'abondance relatif pour le flétan du Pacifique; plusieurs stations sont donc situées dans des zones non comprises dans l'habitat du sébaste aux yeux jaunes (Doherty *et al.* 2019). On a exclu les données liées à ces stations des calculs d'indice afin de réduire la proportion de zéros dans les calculs de l'indice des CPUE et d'augmenter la précision. On a utilisé le nombre d'années où on a capturé au moins un sébaste aux yeux jaunes dans chaque station comme un indicateur de la qualité de l'habitat de l'espèce faisant l'objet d'un relevé (tableau B.2). On a calculé le coefficient de variation moyen (erreur-type/CPUE moyennes) en utilisant différents seuils afin d'exclure des stations d'après le nombre d'années pendant lesquelles des sébastes aux yeux jaunes ont été capturés. On a observé une diminution des CV jusqu'à un seuil de 11 années (c.-à-d. sébastes aux yeux jaunes capturés pendant au moins 11 années), donc les stations où on a capturé des individus pendant moins de 11 années ont été exclues des calculs d'indice (tableau B.3 et figures B.2 et B.3).

La majorité des stations de la zone sud ont seulement fait l'objet d'activités de relevé en 1999 et de 2001 à 2017. Toutefois, on a capturé des sébastes aux yeux jaunes pendant au moins 11 années dans quatre stations de la base d'échantillonnage initiale du relevé de la IPHC

situées dans la zone 5A (I_{5A}^{IPHC}), qui ont fait l'objet d'activités de relevé de 1998 à 2018

(figure B.4). On a ajusté une régression linéaire à des indices log-transformés afin de prédire la valeur de I_{South}^{IPHC} en 1998 et en 2000 (figures B.7 et B.8) au moyen des équations suivantes :

$$I_{South}^{IPHC} = \beta_0 (I_{n5A}^{IPHC})^{\beta_1} e^v$$

$$\log(I_{South}^{IPHC}) = \log \beta_0 + \beta_1 \log(I_{n5A}^{IPHC}) + v$$

$$v \sim N(0, \sigma^2)$$

Pour certaines années (de 1998 à 2002 et 2013), les prises de sébastes aux yeux jaunes ont seulement été déclarées pour 20 à 24 % des hameçons (environ 100 à 160 hameçons par calée, tableau B.2) parce qu'on utilisait une stratégie de sous-échantillonnage tenant seulement compte des premiers 20 hameçons de chaque « patin ». Dans certains cas, on sous-échantillonnait 20 hameçons consécutifs d'autres sections du « patin » (Dykstra *et al.* 2002, 2003). Des analyses tirées de l'évaluation précédente portant sur le sébaste aux yeux jaunes (Yamanaka *et al.* 2018) indiquaient que les estimations de CPUE pour les années de sous-échantillonnage étaient biaisées positivement. Dans le cadre de celles-ci, on a donc appliqué un ajustement visant à normaliser les indices liés à des observations de 20 % (CPUE20) et de 100 % (CPUE100) des hameçons (données fournies par A. Edwards, Station biologique du Pacifique du MPO). Un mécanisme possible lié au biais positif pour la série CPUE20 concerne l'augmentation de la proportion d'hameçons utilisés aux extrémités du « patin » (c.-à-d. effet lié aux extrémités) parce que les zones de pêche de ces hameçons peuvent moins se chevaucher que celles des autres hameçons sur le « patin » (Eggers *et al.* 1980, Monnahan et Stewart 2018). On a comparé les séries CPUE20 et CPUE100, générés en utilisant toutes les calées et les calées non nulles relatives aux stations du relevé de la IPHC où on a capturé des sébastes aux yeux jaunes pendant au moins une année et 11 années (figures B.9 et B.10). Lorsqu'on a tenu compte des effets associés à une année et à une zone (nord ou sud) donnée, on a déterminé que les indices calculés sans les calées nulles affichaient des éléments probants indiquant un biais positif pour la série CPUE20 ($p = 0,04$, analyse de la variance). Au contraire, les indices de la série CPUE20 dans laquelle les calées nulles étaient incluses n'affichaient aucun élément probant indiquant un biais ($p = 0,6$, analyse de la variance) et entraînaient une plus grande proportion de zéros. On a déterminé qu'il y avait deux sources de biais possibles concernant les indices du relevé de la IPHC calculés avec la série CPUE20 : 1) un biais positif attribuable à un effet lié aux extrémités; 2) un biais négatif attribuable à une proportion plus importante de stations où aucun sébaste aux yeux jaunes n'a été capturé. Il semble que ces deux sources de biais pourraient s'annuler, ce qui entraîne un faible biais pour la série CPUE20 lorsque les calées nulles sont incluses. La proportion des stations où aucun sébaste aux yeux jaunes n'a été capturé augmente au fil du temps dans les zones nord et sud, ce qui pourrait indiquer une diminution locale de l'espèce près de certaines stations. Pour les futures évaluations scientifiques sur les sébastes, il serait profitable d'étudier davantage les tendances spatiales des CPUE dans l'ensemble des stations et les avantages d'utiliser un modèle (p. ex., approche delta) pour la production d'indices relatifs au relevé de la IPHC.

On a évalué différents ajustements (annexe C) pour les modèles opérationnels au moyen des modifications des indices relatifs au relevé de la IPHC suivantes :

1. ajustement des années avec seulement 20 à 24 % des hameçons observés pour tenir compte du biais moyen associé à la série CPUE20;

2. inclusion des indices prédits pour 1998 et 2000 dans la zone sud;
3. utilisation de différents seuils (c.-à-d. nombre d'années minimal où on a capturé des sébastes aux yeux jaunes) pour l'inclusion des données de certaines stations lors du calcul des indices.

Le modèle opérationnel de référence n'était pas sensible aux modifications des indices relatifs au relevé de la IPHC susmentionnées. Dans les modèles opérationnels finaux, on a utilisé ces indices de la façon suivante : i) sans ajustement pour les années relatives à la série CPUE20; ii) sans les indices prédits pour 1998 et 2000 dans la zone sud; iii) avec toutes les stations où on a capturé des sébastes aux yeux jaunes pendant au moins une année.

B.2 DONNÉES BIOLOGIQUES

On a utilisé toutes les données biologiques (âge, longueur, sexe et maturité) provenant des activités de pêche commerciale et des relevés scientifiques (relevé synoptique au chalut et relevés de la IPHC et de la PHMA) pour estimer les courbes de croissance, les relations entre la longueur et le poids des individus et les courbes de la maturité selon l'âge pour les stocks de sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures des zones septentrionale et méridionale (figures B.11 à B.13).

B.2.1 Données normalisées sur la composition selon l'âge issues de la pêche commerciale

Pour tenter de tenir compte de l'échantillonnage biaisé dans différentes zones de gestion de 1986 à 2010, on a normalisé les données sur la composition selon l'âge issues de la flottille de pêche aux lignes par zone et par année (figure B.15). On a utilisé l'approche axée sur la conception décrite dans le document de Thorson *et al.* (2014) pour normaliser les données annuelles sur la composition selon l'âge au moyen de l'équation suivante :

$$\bar{D}_a = \sum_{i=1}^{n_t} \left(\sum_{s=1}^{n_s} I(S_i = s) \frac{L_s}{l_s} \right) \left(\frac{C_i}{c_i} \right) D_{a,i}$$

Dans celle-ci, c_i représente le nombre de sébastes aux yeux jaunes échantillonnés lors de la sortie de pêche i , C_i correspond au nombre total de sébastes aux yeux jaunes capturés lors de cette sortie, l_s représente le nombre total d'individus échantillonnés dans chaque strate des zones de gestion, L_s correspond au nombre total d'individus capturés dans chaque zone de gestion et $D_{a,i}$ représente le nombre d'individus capturés selon l'âge lors de la sortie de pêche i . La fonction indicatrice $I()$, qui est égale à 1 lorsque $S_i = s$ et qui est égale à 0 dans les autres cas, est utilisée pour correspondre à $\frac{L_s}{l_s}$ avec la strate de la zone de gestion appropriée pour les calculs de pondération.

Pour les sorties pendant lesquelles le total de sébastes aux yeux jaunes capturés (C_i) n'a pas été déclaré, on a utilisé la moyenne de $\frac{C_i}{c_i}$ pour toutes les sorties effectuées lors de l'année en question. Si C_i n'a été déclaré pour aucune sortie effectuée lors d'une année donnée, on a utilisé la moyenne de $\frac{C_i}{c_i}$ pour toutes les sorties. Les données normalisées sur la composition selon l'âge sont fournies dans la figure B.15.

B.2.2 Matrice des erreurs de détermination de l'âge

Dans le modèle d'évaluation structuré selon l'âge du sébaste aux yeux jaunes, les données relatives aux prises selon l'âge servent à estimer la véritable composition de la population selon l'âge des individus. Toutefois, les données observées à ce titre proviennent de la lecture d'otolithes, une méthode qui n'est pas bien connue. Le fait de ne pas tenir compte des erreurs relatives à la lecture d'otolithes peut entraîner des estimations lissées pour les classes d'âge et ainsi complexifier la détection des relations stock-recrutement ou des années de recrutement importantes (Hanselman *et al.* 2012), ou encore biaiser les estimations des paramètres de croissance, les régimes de maturité et la mortalité naturelle (Lai et Gunderson 1987; Tyler *et al.* 1989).

On a conçu des matrices des erreurs de détermination de l'âge en utilisant des otolithes ayant été examinés par deux lecteurs différents au laboratoire de détermination de l'âge de la Station biologique du Pacifique du MPO. Ces données, qui représentent environ 6 % de toutes les lectures d'otolithes réalisées pour le sébaste aux yeux jaunes de la Colombie-Britannique, sont d'abord examinées par un lecteur primaire, puis par un lecteur secondaire, qui assure le contrôle de la qualité. Les deux lectures étaient les mêmes dans seulement 22 % des cas. Dans 78 % des cas, les lectures étaient différentes et les deux lecteurs se sont consultés pour résoudre le désaccord et convenir de l'âge final attribué. Dans la plupart des cas, la lecture finale de l'âge était celle attribuée par le lecteur secondaire ou primaire, mais dans le cas de quelques otolithes, un nouvel âge a été attribué.

On a appliqué des modèles statistiques pour estimer la probabilité d'observation d'une classe d'âge selon deux scénarios : a) selon l'âge véritable; b) d'après les méthodes décrites dans les documents de Richards *et al.* 1992 et de Heifetz *et al.* 1999. Le modèle est fondé sur une distribution des erreurs de détermination de l'âge normale, où l'écart-type estimé de l'âge

observé $\sigma(b)$ pour un âge b véritable est fondé sur trois paramètres, soit $\Phi = \{\sigma_1, \sigma_A, \alpha\}$, selon l'équation suivante :

$$\sigma(b) = \begin{cases} \sigma_1 + (\sigma_A - \sigma_1) \frac{1 - e^{-\alpha(b-1)}}{1 - e^{-\alpha(A-1)}}; & \alpha \neq 0 \\ \sigma_1 + (\sigma_A - \sigma_1) \frac{b-1}{A-1}; & \alpha = 0 \end{cases}$$

Les paramètres σ_1 et σ_A sont les écarts-types pour $b = 1$ et $b = A$, qui représentent respectivement les âges minimal et maximal. Le paramètre α détermine la non-linéarité de la fonction, pour que $\sigma(b)$ devienne linéaire lorsque α s'approche de 0. La matrice des erreurs de détermination de l'âge $q(a|b, \Phi)$ est définie comme suit :

$$q(a|b, \Phi) = \frac{x_{ab}(\Phi)}{\sum_{a=1}^A x_{ab}(\Phi)}$$

$$x_{ab} = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma(b)^2}} e^{-\frac{1}{2} \left[\frac{a-b}{\sigma(b)} \right]^2}$$

Étant donné que l'âge véritable des poissons est inconnu, il est impossible de déterminer avec précision le biais relatif aux lectures d'âge et d'établir si certaines classes d'âge sont plus

susceptibles d'être sous-estimées ou surestimées. On a mis à l'essai deux approches différentes pour déterminer l'« âge véritable » présumé, au moyen 1) de la moyenne des âges attribués par les deux lecteurs (Heifetz *et al.* 1999), arrondie au nombre entier le plus proche; 2) de l'âge final attribué. Pour les deux approches, on a établi que $A = 119$, d'après l'âge maximal attribué par les lecteurs.

La vraisemblance (L) des âges observés A et des âges véritables B est définie par l'équation suivante :

$$L(A|B) = \prod_{i=1}^I \prod_{j=1}^J q(a_{ij} | b_i, \Phi)$$

Dans celle-ci, b_i est l'« âge véritable » présumé du poisson \bar{z} et a_{ij} est l'âge attribué au poisson \bar{z} par le lecteur \bar{J} . Les estimations maximales du paramètre de vraisemblance, l'écart-type prédit à un âge donné et les matrices des erreurs de détermination de l'âge sont fournies dans le tableau B.4 et les figures B.15 à B.17.

On a estimé la probabilité associée aux âges observés pour la classe d'âge 65+ en utilisant une moyenne pondérée de la probabilité associée aux distributions des âges observés pour les âges véritables allant de 65 à 119 ans, d'après la composition selon l'âge prévue à B_0 lorsque $M = 0,0345$. La matrice des erreurs de détermination de l'âge ayant supposé que l'« âge véritable » correspondait à la moyenne des âges établis par les lecteurs (cas 1) a été utilisée pour l'évaluation des prises selon l'âge et le paramétrage des modèles opérationnels.

B.3 PRISES

B.3.1 Prises commerciales

On a élaboré une série chronologique des prises commerciales reconstituées pour l'évaluation du stock précédente de 2014. Cette série a été mise à jour selon les données de 2018 pour la présente analyse (figure B.18). Les données sur les prises commerciales déclarées ont été extraites de diverses bases de données sur le poisson de fond, qui sont décrites dans le tableau B.5. Les prises reconstituées et déclarées ont été séparées selon les stocks de sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures des zones septentrionale (5BCDE) et méridionale (5A et 3CD), d'après les zones de gestion de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP). Les données extraites ont été fournies par Maria Surry de l'unité des données sur le poisson de fond, et les renseignements fournis sont régis par la licence du gouvernement ouvert du Canada.

Données sur les prises commerciales déclarées

Il existe des données sur les débarquements et les rejets de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique issues de la pêche commerciale du poisson de fond pour la période de 1969 (première année pour laquelle des données sont accessibles) jusqu'à maintenant (tableau B.6). Ces données, qui sont classées par année et par zone, sont tirées d'ensembles de données vérifiées par l'unité des données sur le poisson de fond. La répartition spatiale des prises commerciales depuis 2008 est illustrée dans la figure B.19.

Reconstitution des prises commerciales

On considère que les prises commerciales déclarées pendant la période historique sont incomplètes pour le sébaste aux yeux jaunes. Rowan Haigh et Lynn Yamanaka du MPO ont élaboré une méthode visant à reconstituer les prises commerciales de sébastes, qui est

expliquée dans le document de Haigh et Yamanaka (2011). La reconstitution des prises de sébastes aux yeux jaunes a été utilisée dans le cadre de la dernière évaluation du stock. Cette méthode a été mise à jour par Rowan Haigh pour la présente analyse. Les données utilisées pour la reconstitution ont été extraites des bases de données GFCatch et PacHarv3 concernant la pêche aux lignes, qui sont décrites dans le tableau B.5.

On a reconstitué les prises pour cinq flottilles : pêche au chalut (de fond et pélagique), pêche du flétan, pêche de la morue charbonnière, pêche de l'aiguillat commun et de la morue-lingue, et pêche aux lignes de sébastes (ZN). La reconstitution fournit les prises annuelles par année civile et par zone principale de la CPMP (codes 4B, 3C, 3D, 5A, 5B, 5C, 5D et 5E), qui ont été regroupées par région (zone septentrionale : 5BCDE; zone méridionale : 5A et 3CD). Comme pour l'évaluation du stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures de 2014, on n'a pas utilisé les prises étrangères (1865 à 1976) déclarées comme d'autres espèces de sébastes (c.-à-d. aucune prise issue des flottilles étrangères hauturières n'a été incluse). On a aussi exclu les prises des monts sous-marins et les prises d'autres espèces de sébastes issues de la pêche expérimentale à Langara Spit. Les prises issues des sorties de pêche visant le flétan et la morue charbonnière ont été attribuées à la pêche au flétan et n'ont pas été comptées une seconde fois pour la pêche à la morue charbonnière.

Les données sur les prises de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures peuvent être regroupées selon trois périodes importantes : i) historique – 1918 à 1950; ii) début des données électroniques (compilées à partir de diverses sources) – 1951 à 2005; iii) moderne – 2006 à aujourd'hui. Les périodes historique et du début des données électroniques font l'objet de deux formes d'incertitude concernant les prises de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures. La première incertitude est liée au fait que les débarquements commerciaux de sébastes autres que le sébaste à longue mâchoire ont été déclarés dans un groupe plurispécifique. Pour convertir les débarquements d'autres espèces de sébastes en débarquements de sébastes aux yeux jaunes classés par secteur de pêche et par zone principale de la CPMP, on a utilisé le rapport entre les prises de sébastes aux yeux jaunes et celles d'autres espèces de sébastes provenant du programme de vérification à quai de la pêche aux lignes pendant une période où les données de débarquement étaient crédibles (1997 à 2005). On a ensuite appliqué ce rapport (γ) à la période pendant laquelle les prises de sébastes aux yeux jaunes étaient remises en question (tableau B.7) dans l'algorithme de reconstitution des prises (Haigh et Yamanaka 2011).

La deuxième incertitude concerne les individus non déclarés qui ont été rejetés en mer. On a estimé le nombre de sébastes aux yeux jaunes non conservés (remis à l'eau ou rejetés) pour toutes les flottilles, à l'exception de la pêche au chalut, au moyen du rapport entre les sébastes aux yeux jaunes rejetés par une pêche et les cibles débarquées propres à cette pêche (δ). Conformément à l'avis formulé par l'industrie dans le cadre du processus d'évaluation du stock de 2015 et à l'examen de l'historique des prises, on n'a pas calculé de rejet pour la pêche au chalut (c.-à-d. $\delta = 0$, Yamanaka *et al.* 2018). On a calculé le paramètre δ pour les pêches aux lignes et au casier au moyen des données sur les rejets et les débarquements provenant des journaux de bord des observateurs pendant la période crédible de 2000 à 2004 (tableau B.6). Pour la reconstitution des prises, on a présumé qu'il n'y avait eu aucun rejet avant 1986 et que tous les rejets sont consignés dans les bases de données du MPO depuis 2006.

On a utilisé une méthode stratifiée pour calculer les rapports γ et δ (Yamanaka *et al.* 2018), selon laquelle les débarquements étaient stratifiés par année (période de 1997 à 2005), par zone de gestion et par intervalle de profondeur de 100 m. Pour chaque année, zone ou pêche donnée, au moins 10 % des enregistrements devaient comprendre une profondeur non nulle pour être stratifiées par profondeur. Sinon, on présumait que les strates année-zone-pêche comportaient une zone de profondeur. C'était le cas pour toutes les données relatives à la

pêche au flétan parce qu'on ne dispose d'aucune donnée de profondeur pour cette flottille. Pour ces reconstitutions, on a utilisé tous les enregistrements comprenant au moins un débarquement d'autres espèces de sébastes. Pour les récentes reconstitutions des prises de sébastes à raie rouge et de bocaccios, on a utilisé une méthode géométrique plutôt que la méthode stratifiée utilisée dans le cadre de la présente analyse (R. Haigh, comm. pers.). Cependant, pour l'évaluation actuelle, on a utilisé la méthode stratifiée (tableau B.8) pour que la série de prises demeure semblable à celle utilisée dans l'évaluation précédente (Yamanaka *et al.* 2018). Les analyses de sensibilité (non présentées) indiquaient que les modèles opérationnels n'étaient pas sensibles à l'utilisation des méthodes stratifiée ou géométrique pour la reconstitution des prises.

Prises issues de la pêche commerciale à la traîne du saumon

Certains sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures ont été capturés dans le cadre de la pêche commerciale à la traîne du saumon. Il n'existe aucun registre des prises historiques, et les années pour lesquelles il existe des estimations (2001 à 2014) sont associées à de faibles prises (0,3 à 0,8 t). Des prises aussi faibles ont peu d'effets sur le paramétrage des modèles opérationnels et les prises de la pêche à la traîne du saumon n'étaient pas incluses dans la période historique. Pour les projections, on a inclus 0,5 t de prises issues de la pêche à la traîne du saumon, d'après l'attribution des TAC du PGIP.

B.3.2 Prises récréatives

Il n'existe aucune donnée sur les prises récréatives de sébastes aux yeux jaunes pour la période historique; de telles données existent à partir de l'année 2000 seulement. Yamanaka et ses collaborateurs (2018) ont déterminé que ces données étaient une source d'incertitude importante, ce qui est toujours vrai. En plus de l'absence de données historiques, l'identification des débarquements est aussi incertaine. En outre, les activités régionales de surveillance des prises et de déclaration des données connexes sont incohérentes. Les données historiques sur la pêche récréative pour différentes périodes proviennent de relevés et de registres de pourvoiries pour la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), la côte centrale (CC), la côte nord (CN) et Haida Gwaii (HG). Cependant, il n'y a pas de source de données exhaustive sur la pêche récréative pour l'ensemble de la côte des eaux extérieures. Un relevé sur Internet destiné aux détenteurs de permis de pêche en eaux de marées à l'échelle de la côte (iRec) permet de recueillir des données sur le sébaste aux yeux jaunes depuis 2012, mais les résultats de ce relevé n'ont pas été ajustés pour tenir compte des biais et des incertitudes, comme le biais de non-réponse. Pour cette raison, on n'a pas tenu compte du relevé dans le cadre de la présente analyse (MPO 2015). Deux séries chronologiques sur les prises récréatives, qui représentent les limites supérieure et inférieure pour les scénarios connexes sont décrites ci-dessous et présentées dans le tableau B.9.

Prises récréatives déclarées

On a compilé les données des relevés par interrogation de pêcheurs récréatifs et des registres de pourvoiries pour la COIV, la CC, la CN et HG et on les a utilisées en tant que scénario correspondant à la limite inférieure (c.-à-d. estimation minimale) pour les prises récréatives. On n'a pas élargi ces données pour tenir compte des années et des zones dans lesquelles les prises n'ont pas été déclarées (figure B.18). Les données les plus récentes et les plus exhaustives provenant de relevés par interrogation de pêcheurs pour le sébaste aux yeux jaunes sont celles du relevé de la COIV mené dans les zones de la PHMA 20 à 27, de 2000 à 2018. Ce relevé comprend des données sur les prises conservées et remises à l'eau (Lewis 2004). Les données sur le sébaste aux yeux jaunes relatives au programme de journaux de bord de pourvoiries et de guides de la CC (zones de la PHMA 7 à 9) sont disponibles pour la

période de 2002 à 2017. Cependant, ces journaux de bord ne comprennent que les prises conservées et ne tiennent pas compte des prises remises à l'eau (K. Wong, comm. pers.). Le relevé par interrogation de pêcheurs de la CN, qui est mené dans les zones de la PHMA 3 et 4 fournit des données sur les prises de sébastes aux yeux jaunes conservées pour 2011 et 2013 à 2017 (Van Tongeren et Winther 2010), tandis que celui de HG, qui est mené dans les zones de la PHMA 1 et 2, fournit des estimations des prises de sébastes aux yeux jaunes conservées et remises à l'eau pour 2016 à 2018 (Peter Katinic, comm. pers.). En 2018, on a interdit la conservation des prises récréatives de l'espèce, mais on n'a pas modifié le relevé par interrogation de pêcheurs de la CN et le relevé fondé sur les journaux de bord des pourvoies de la CC en vue de recueillir des données sur les sébastes aux yeux jaunes remis à l'eau. Par conséquent, on a estimé la mortalité par pêche récréative totale du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures pour 2018 au moyen de rapports concernant les prises de l'espèce (CN/COIV et CC/COIV) pour 2017 (Shane Petersen et Adam Keizer, MPO, comm. pers.). Toutes les données sur les prises récréatives ont été consignées en nombre d'individus, puis converties en poids, selon le poids moyen présumé du sébaste aux yeux jaunes (Yamanaka *et al.* 2018).

Prises récréatives reconstituées

On a établi les prises récréatives historiques (1918 à 2011) à partir des estimations de l'effort de pêche dérivées des données de la COIV recueillies dans le cadre d'évaluations du stock antérieures afin d'élargir l'indice de l'effort de pêche récréative (Stanley *et al.* 2012; Yamanaka *et al.* 2018). Pour établir les prises historiques, on a utilisé les données des relevés de la COIV et de la CC pour la période de 2007 à 2014 afin d'estimer un coefficient de capturabilité. Dans le cadre de la présente analyse, on a utilisé la série de prises récréatives reconstituées de Yamanaka et ses collaborateurs (2018), à laquelle on a ajouté les données pour 2018, à titre de scénario correspondant à la limite supérieure (tableau B.9). Les données mises à jour pour la période de 2015 à 2018 ont été fournies par le Groupe de gestion du poisson de fond. Il s'agit des données qui ont été présentées au groupe de travail sur les mollusques et le poisson de fond du Conseil consultatif sur la pêche sportive le 7 février 2019 (Shane Petersen, comm. pers.).

Les prises reconstituées précédemment concernaient l'ensemble des eaux extérieures de la Colombie-Britannique; elles ont donc dû être réparties selon les zones septentrionale (5BCDE) et méridionale (5A et 3CD) dans le cadre de la présente analyse. Il existe peu de renseignements permettant de déterminer la proportion des prises à l'échelle de la côte qui proviennent de chaque zone avant 2016 parce que les données sur les prises récréatives étaient incomplètes avant cette année, pendant laquelle les estimations de prises de sébastes aux yeux jaunes de HG sont devenues disponibles pour la première fois. Entre 2016 et 2017, les prises étaient réparties presque également entre les zones septentrionale et méridionale, ce qui a justifié la répartition égale des prises entre les deux zones pour la période de 1918 à 2014 (tableau B.9).

B.3.3 Prises des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR)

Les prises des pêches ASR associées à un événement de pêche commerciale (c.-à-d. doubles sorties de pêche) sont consignées dans la base de données du Système des opérations de pêche du MPO pour la période de 2007 à 2018. Les prises annuelles varient de 5 à 24 t et sont incluses dans la série chronologique des prises commerciales reconstituées et dans celle des prises commerciales déclarées, qui sont utilisées dans les scénarios de modèles opérationnels. Pour les projections, on a inclus 18,9 t de prises issues des pêches ASR, qui ont été réparties également entre les zones septentrionale et méridionale, d'après l'attribution des TAC du PGIP de 2019.

B.4 TABLEAUX DE L'ANNEXE B

Tableau B.1. Indices relatifs aux relevés de la IPHC et de la PHMA (individus/100 hameçons) pour les stocks de sébastes aux yeux jaunes des zones septentrionale et méridionale. L'indice PHMA_BRC a été déterminé à partir de calées effectuées dans la zone 5B du bassin de la Reine-Charlotte (zone septentrionale) pendant les années où des activités de relevé de la PHMA du sud ont été menées. Pour calculer les indices de la IPHC, on a exclu les stations où aucun sébaste aux yeux jaunes n'avait été capturé.

Année	Zone septentrionale			Zone méridionale	
	IPHC	PHMA_Nord	PHMA_BRC	IPHC	PHMA_Sud
1998	2,80	-	-	-	-
1999	2,66	-	-	1,56	-
2000	2,41	-	-	-	-
2001	2,84	-	-	1,55	-
2002	1,43	-	-	0,65	-
2003	1,67	-	-	0,61	-
2004	1,93	-	-	1,17	-
2005	1,60	-	-	1,25	-
2006	1,67	3,59	-	1,04	-
2007	1,31	-	2,50	1,00	4,14
2008	1,72	4,15	-	0,95	-
2009	1,76	-	4,18	1,31	3,44
2010	2,35	4,28	-	0,93	-
2011	1,69	-	4,81	0,82	4,65
2012	1,48	4,77	-	0,98	-
2013	1,60	-	-	0,52	-
2014	1,03	-	5,28	0,58	2,28
2015	1,01	5,61	-	0,59	-
2016	1,66	-	2,53	0,64	2,87
2017	1,86	3,37	-	0,35	-
2018	1,24	-	3,09	0,60	4,69

Tableau B.2. Résumé des calées du relevé de la IPHC ayant permis de capturer des sébastes aux yeux jaunes en Colombie-Britannique de 1998 à 2018. Il est à noter que les 131 nouvelles stations ayant fait l'objet d'activités de relevé de la IPHC en 2018 ne sont pas incluses dans le tableau.

Année	Nombre de stations	Nombre moyen d'hameçons observés	Pourcentage moyen d'hameçons observés (%)	Nombre de stations où on a capturé des sébastes aux yeux jaunes
1998	128	159	24 %	44
1999	168	160	24 %	61
2000	128	140	20 %	46
2001	170	100	20 %	50
2002	170	100	20 %	40
2003	169	794	100 %	71
2004	169	791	100 %	69
2005	167	697	100 %	69
2006	169	569	100 %	64
2007	170	495	100 %	56
2008	169	494	100 %	65
2009	170	695	100 %	74
2010	170	796	100 %	67
2011	170	589	100 %	65
2012	170	399	100 %	50
2013	170	120	20 %	36
2014	170	700	100 %	62
2015	170	698	100 %	55
2016	161	598	100 %	56
2017	165	497	100 %	51
2018	166	697	100 %	53

Tableau B.3. Résumé des taux de capture aux stations du relevé de la IPHC qu'on a utilisé pour générer les indices. On a exclu les stations pour lesquelles il n'y a pas eu au moins une année où un sébaste aux yeux jaunes a été capturé pour les stocks des zones septentrionale (a) ou méridionale (b).

a) Zone septentrionale

Zone de gestion	Nombre de stations	Proportion des années où au moins un sébaste aux yeux jaunes a été capturé (%)		Nombre d'années où au moins un sébaste aux yeux jaunes a été capturé	
		Minimum	Moyenne	Minimum	Moyenne
5B	35	4,8 %	56 %	1	10,5
5C	39	4,8 %	69 %	1	8,7
5D	13	4,8 %	50 %	1	4,4
5E	13	4,8 %	77 %	1	8,4

b) Zone méridionale

Zone de gestion	Nombre de stations	Proportion des années où au moins un sébaste aux yeux jaunes a été capturé (%)		Nombre d'années où au moins un sébaste aux yeux jaunes a été capturé	
		Minimum	Moyenne	Minimum	Moyenne
5A	14	5,3 %	44 %	1	7,1
3C	12	16 %	63 %	1	7,4
3D	15	4,8 %	56 %	1	11,1

Tableau B.4. Estimations du paramètre de vraisemblance maximal concernant le modèle de la matrice des erreurs de détermination de l'âge pour les deux cas différents considérés pour l'« âge véritable ».

Cas	Âge véritable	σ_1	σ_A	α
1	Moyenne des âges attribués par les lecteurs	0,32	2,95	0,024
2	Âge final attribué	1,71	19,67	-0,038

Tableau B.5 Renseignements détaillés concernant la base de données utilisée pour conserver les données sur les prises commerciales du poisson de fond. À moins d'indication contraire, les données sont consignées par sortie de pêche individuelle (calée) et comprennent des renseignements sur l'emplacement et le poids des prises. De façon générale, le poids des prises débarquées est calculé au prorata pour chaque sortie de pêche ou chaque emplacement, d'après les proportions enregistrées en mer.

Bases de données	Secteurs	Années	Sources	Renseignements
GFCatch	Pêche au chalut du poisson de fond	1969 à 1995	Journaux de bord de pêcheurs, données de bordereaux de vente et observations effectuées à partir d'un port	On considère que les données sur les rejets sont incomplètes
PacHarvTrawl	Pêche au chalut du poisson de fond – Les pêches étrangères et conjointes de la merluche sont exclues	1996 au 31 mars 2007	Journaux de bord d'observateurs en mer et de pêcheurs, et vérification à quai	-
GFBio	Pêches étrangères et conjointes de la merluche	1982 à 2004	Journaux de bord d'observateurs en mer	Généralement, un trait représente un cul de chalut déchargé en mer vers un navire-usine
GFFOS	Pêche au chalut du poisson de fond – Les pêches conjointes de la merluche sont incluses	1 ^{er} avril 2007 à 2018	Journaux de bord d'observateurs en mer et vérification à quai	Portion de la base de données du Système des opérations de pêche, qui a été formatée pour le poisson de fond. Les données sont gérées par le Groupe de gestion du poisson de fond
GFCatch	Pêche à la ligne – Morue charbonnière	1979 à 1994	Journaux de bord de pêcheurs, données de bordereaux de vente et observations effectuées à partir d'un port, peut inclure la vérification à quai	On considère que les données sur les rejets sont incomplètes
PacHarvSable	Pêche à la ligne – Morue charbonnière	1995 à février 2006	Journaux de bord de pêcheurs et vérification à quai	On considère que les données sur les rejets sont incomplètes
PacHarvHL	Pêche à la ligne – À l'exception de la morue charbonnière	1985 à 2006	Journaux de bord de pêcheurs et vérification à quai	On considère que les données sur les rejets sont incomplètes

Tableau B.6. Séries chronologiques des prises commerciales déclarées (t).

Année	Zone septentrionale			Zone méridionale		
	Chalut	Palangre	Total	Chalut	Palangre	Total
1960	0	0	0	0	0	0
1961	0	0	0	0	0	0
1962	0	0	0	0	0	0
1963	0	0	0	0	0	0
1964	0	0	0	0	0	0
1965	0	0	0	0	0	0
1966	0	0	0	0	0	0
1967	0	0	0	0	0	0
1968	0	0	0	0	0	0
1969	0	0	0	0,24	0	0,24
1970	0	0	0	0	0	0
1971	0	0	0	0	0	0
1972	0,1	0	0	0	0	0
1973	0	0	0	0	0	0
1974	0	0	0	0	0	0
1975	0	0	0	0	0	0
1976	0	0	0	0	0	0
1977	0,2	0	0	0,3	0	0,3
1978	1,6	0	1,6	2,8	0	2,8
1979	0,7	0	0,7	0,1	0	0,1
1980	0,5	0	0,5	0,3	0	0,3
1981	3,4	0	3,4	2,5	0	2,5
1982	2,0	0	2,0	0,0	0	0,0
1983	0	0	0,0	0,8	0	0,8
1984	1,8	0	1,8	0,6	0	0,6
1985	4,1	0	4,1	1,0	0	1,0
1986	9,4	67,7	77,1	1,6	168,3	169,9
1987	13,9	152,8	166,7	21,7	252,5	274,2
1988	12,0	130,6	142,7	5,6	151,8	157,4
1989	27,7	49,6	77,3	10,0	153,2	163,2

Année	Zone septentrionale			Zone méridionale		
	Chalut	Palangre	Total	Chalut	Palangre	Total
1990	31,6	518,6	550,3	16,8	474,0	490,7
1991	14,5	583,1	597,6	17,7	360,3	378,0
1992	21,1	405,1	426,2	17,4	208,0	225,3
1993	14,3	360,7	375,0	31,0	464,1	495,1
1994	39,3	331,4	370,7	42,4	213,0	255,4
1995	23,4	284,9	308,3	22,5	159,6	182,1
1996	6,2	299,7	305,9	10,9	168,7	179,6
1997	6,5	279,4	285,9	5,0	163,3	168,4
1998	2,0	319,7	321,6	1,8	228,6	230,4
1999	2,1	244,3	246,4	3,1	132,2	135,3
2000	1,8	151,2	153,0	4,8	92,1	96,9
2001	3,6	122,9	126,5	2,5	93,8	96,3
2002	2,6	97,1	99,8	1,8	42,8	44,7
2003	3,9	42,3	46,2	1,6	41,2	42,7
2004	2,8	31,6	34,4	1,3	36,6	37,9
2005	2,1	49,7	51,8	2,2	39,2	41,4
2006	3,1	150,6	153,7	1,5	45,3	46,7
2007	1,5	138,0	139,5	1,4	61,1	62,5
2008	1,0	175,3	176,2	1,0	101,1	102,1
2009	0,4	145,5	145,9	2,3	79,4	81,7
2010	1,7	146,2	147,9	3,2	63,2	66,4
2011	0,5	150,3	150,8	3,0	86,0	89,0
2012	0,9	161,1	162,0	2,6	92,0	94,6
2013	0,8	164,9	165,7	0,8	80,5	81,3
2014	1,6	155,9	157,5	0,9	62,6	63,5
2015	0,7	163,3	164,0	0,6	87,0	87,6
2016	0,2	102,6	102,9	0,7	40,1	40,8
2017	0,2	75,4	75,6	2,6	30,9	33,5
2018	0,2	45,1	45,3	0,3	21,9	22,1

Tableau B.7. Valeurs utilisées pour calculer la proportion de sébastes aux yeux jaunes parmi les débarquements de sébastes non attribués (c.-à-d. prises identifiées comme étant d'autres espèces de sébastes dans la base de données) et taux de rejet (δ) pour chaque pêche, par zone, pour les prises reconstituées. Les données utilisées pour calculer δ proviennent de journaux de bord d'observateurs pour la période de 2000 à 2005. Il est à noter que les rapports présentés sont en pourcentage.

a) Proportion présumée de sébastes aux yeux jaunes parmi les prises d'autres espèces de sébaste (γ) pour les prises reconstituées.

Pêche	Chalut	Flétan	Morue charbon- nière	Aiguillat commun et morue-lingue	Sébaste pêché aux lignes
Période	1918 à 1978	1918 à 1981	1918 à 1995	1918 à 1981	1918 à 1981
4 B	0,0	87,8	0,0	87,4	12,0
3C	0,0	40,4	0,0	23,9	18,4
3D	0,0	44,0	0,0	45,1	33,4
5A	0,0	57,1	0,0	72,5	22,8
5B	0,1	47,6	0,0	61,1	31,1
5C	0,1	64,6	0,0	61,8	49,0
5D	0,0	50,5	0,0	49,4	24,1
5E	0,0	35,9	0,0	45,9	18,5

b) Taux de rejet (δ) pour les prises reconstituées

Pêche	Chalut	Flétan	Morue charbon- nière	Aiguillat commun et morue-lingue	Sébaste pêché aux lignes
Période	1954 à 1995	1986 à 2005	1986 à 2005	1986 à 2005	1986 à 2005
4 B	0,0	0,3	0,0	0,1	0,0
3C	0,0	0,0	0,1	0,3	1,0
3D	0,0	0,7	0,1	0,2	1,5
5A	0,0	1,1	0,1	0,8	0,1
5B	0,0	0,7	0,0	2,0	0,4
5C	0,0	0,8	0,0	0,9	0,6
5D	0,0	0,3	0,0	1,1	7,5
5E	0,0	1,9	0,0	3,2	0,0

Tableau B.8. Prises commerciales reconstituées (t) par zone.

Année	Zone septentrionale			Zone méridionale		
	Chalut	Palangre	Total	Chalut	Palangre	Total
1918	< 0,1	25,2	25,2	< 0,1	4,6	4,6
1919	< 0,1	3,0	3,0	< 0,1	8,9	8,9
1920	< 0,1	4,3	4,3	< 0,1	5,0	5,0
1921	< 0,1	0,2	0,2	< 0,1	2,9	2,9
1922	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	6,5	6,5
1923	< 0,1	0,4	0,4	< 0,1	2,9	2,9
1924	< 0,1	1,1	1,1	< 0,1	2,8	2,8
1925	< 0,1	1,6	1,6	< 0,1	1,8	1,8
1926	< 0,1	3,7	3,7	< 0,1	3,4	3,4
1927	< 0,1	5,8	5,8	< 0,1	4,8	4,8
1928	< 0,1	4,2	4,2	< 0,1	4,4	4,4
1929	< 0,1	6,3	6,3	< 0,1	3,7	3,7
1930	< 0,1	3,3	3,3	< 0,1	2,7	2,7
1931	< 0,1	0,5	0,5	< 0,1	2,7	2,7
1932	< 0,1	0,3	0,3	< 0,1	1,4	1,4
1933	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	0,9	0,9
1934	< 0,1	0,3	0,3	< 0,1	0,9	0,9
1935	< 0,1	3,7	3,7	< 0,1	1,1	1,1
1936	< 0,1	5,7	5,7	< 0,1	2,4	2,4
1937	< 0,1	1,0	1,0	< 0,1	0,6	0,6
1938	< 0,1	0,4	0,4	< 0,1	9,4	9,4
1939	< 0,1	0,3	0,3	< 0,1	0,5	0,5
1940	< 0,1	0,4	0,4	< 0,1	0,3	0,3
1941	< 0,1	2,9	2,9	< 0,1	1,3	1,3
1942	0,1	2,5	2,6	0,05	3,4	3,4
1943	0,3	7,0	7,3	0,17	9,4	9,6
1944	0,1	9,6	9,8	0,08	12,7	12,7
1945	1,4	15,8	17,2	0,81	9,8	10,6
1946	0,7	23,3	24,0	0,39	8,6	8,9
1947	0,3	3,4	3,8	0,19	2,5	2,7
1948	0,6	5,4	5,9	0,31	4,0	4,3
1949	0,7	7,3	8,0	0,38	5,4	5,8
1950	1,2	2,9	4,1	0,71	2,2	2,9
1951	1,3	20,1	21,4	0,58	7,4	7,9
1952	1,0	12,3	13,4	0,53	5,5	6,0
1953	0,4	7,4	7,8	0,25	8,9	9,1
1954	0,6	8,2	8,8	0,35	9,0	9,3
1955	0,6	4,6	5,2	0,39	9,1	9,5
1956	0,3	2,6	2,8	0,36	9,6	9,9
1957	0,5	6,6	7,1	0,32	15,4	15,7
1958	0,6	1,3	1,9	0,33	13,0	13,3
1959	0,8	1,4	2,2	0,60	14,8	15,4
1960	0,6	7,2	7,8	0,57	18,1	18,7
1961	0,7	5,2	5,9	0,69	21,8	22,5
1962	1,1	11,1	12,2	0,89	28,4	29,3
1963	0,8	20,0	20,8	0,54	19,5	20,0
1964	0,7	5,5	6,2	0,44	11,9	12,3

Année	Zone septentrionale			Zone méridionale		
	Chalut	Palangre	Total	Chalut	Palangre	Total
1965	0,6	7,3	7,9	0,51	9,7	10,2
1966	0,7	6,3	7,0	0,75	11,9	12,7
1967	0,8	11,9	12,7	0,47	15,9	16,4
1968	0,9	4,1	5,0	0,70	12,5	13,2
1969	1,6	15,6	17,2	1,1	16,6	17,7
1970	1,3	42,0	43,3	0,94	19,8	20,8
1971	1,3	33,1	34,3	0,79	9,8	10,6
1972	1,8	31,4	33,2	0,74	30,2	31,0
1973	1,8	22,2	23,9	0,89	17,1	18,0
1974	1,2	42,2	43,4	0,56	24,1	24,6
1975	1,1	59,6	60,6	0,40	19,8	20,2
1976	1,8	32,2	34,0	0,20	19,7	19,9
1977	1,9	40,0	41,9	0,40	32,9	33,3
1978	2,8	58,2	61,0	0,39	24,5	24,9
1979	0,7	60,3	61,1	0,09	49,9	50,0
1980	0,5	58,4	58,8	0,30	43,5	43,8
1981	3,4	42,2	45,6	2,5	34,0	36,4
1982	2,0	26,1	28,1	0,00	19,9	19,9
1983	0,1	33,2	33,3	0,85	17,2	18,1
1984	2,1	55,2	57,3	0,65	56,5	57,1
1985	4,4	122,7	127,1	1,2	109,2	110,4
1986	9,8	353,2	363,0	2,3	369,9	372,2
1987	14,5	426,0	440,5	19,0	491,3	510,3
1988	12,5	462,1	474,6	4,3	370,7	375,0
1989	28,4	463,2	491,5	9,3	463,7	473,0
1990	32,3	929,5	961,8	17,3	740,2	757,5
1991	15,5	859,0	874,5	18,4	613,6	632,0
1992	22,5	691,2	713,7	18,4	380,7	399,2
1993	15,2	845,4	860,7	31,8	663,2	695,0
1994	39,9	625,6	665,5	43,1	317,1	360,2
1995	24,2	676,6	700,7	22,9	372,0	394,9
1996	7,6	496,7	504,3	12,3	233,7	246,0
1997	11,5	476,4	487,9	7,9	218,4	226,3
1998	8,6	486,7	495,3	7,2	288,0	295,2
1999	9,1	363,4	372,5	7,0	174,1	181,1
2000	7,9	414,5	422,4	7,7	168,3	176,1
2001	6,6	377,0	383,7	6,7	164,1	170,8
2002	7,5	302,1	309,6	5,0	99,3	104,3
2003	8,5	233,0	241,5	4,9	96,6	101,5
2004	5,3	208,0	213,3	4,3	81,7	85,9
2005	5,2	222,3	227,5	5,2	85,9	91,2
2006	4,4	157,2	161,6	3,6	48,0	51,6
2007	2,9	154,2	157,0	3,8	69,3	73,1
2008	1,9	192,7	194,6	4,8	108,1	112,8
2009	2,0	160,5	162,5	6,1	86,4	92,5
2010	4,2	164,1	168,3	7,3	69,9	77,2
2011	1,6	164,4	166,0	6,7	91,1	97,9
2012	1,8	175,8	177,5	5,8	99,0	104,9
2013	1,5	170,1	171,5	3,1	82,6	85,6

Année	Zone septentrionale			Zone méridionale		
	Chalut	Palangre	Total	Chalut	Palangre	Total
2014	2,6	165,5	168,0	2,4	66,9	69,3
2015	1,7	170,5	172,2	2,1	90,7	92,8
2016	0,6	111,9	112,4	2,0	44,6	46,6
2017	0,8	85,2	85,9	5,1	36,4	41,5
2018	1,0	52,3	53,2	1,9	26,6	28,5

Tableau B.9. Séries chronologiques des prises récréatives reconstituées et déclarées pour les stocks de sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures des zones septentrionale et méridionale, de 1918 à 2018.

Année	Prises reconstituées			Prises déclarées	
	Total	Zone septentrionale	Zone méridionale	Zone septentrionale	Zone méridionale
1918	10	5	5	-	-
1919	10	5	5	-	-
1920	10	5	5	-	-
1921	10	5	5	-	-
1922	10	5	5	-	-
1923	10	5	5	-	-
1924	10	5	5	-	-
1925	10	5	5	-	-
1926	10	5	5	-	-
1927	10	5	5	-	-
1928	10	5	5	-	-
1929	10	5	5	-	-
1930	10	5	5	-	-
1931	10	5	5	-	-
1932	10	5	5	-	-
1933	10	5	5	-	-
1934	10	5	5	-	-
1935	10	5	5	-	-
1936	10	5	5	-	-
1937	10	5	5	-	-
1938	10	5	5	-	-
1939	10	5	5	-	-
1940	10	5	5	-	-
1941	10	5	5	-	-
1942	10	5	5	-	-
1943	10	5	5	-	-
1944	10	5	5	-	-
1945	10	5	5	-	-
1946	11,9	6,0	6,0	-	-
1947	23,9	12,0	12,0	-	-
1948	35,1	17,6	17,6	-	-
1949	46,8	23,4	23,4	-	-
1950	58,0	29,0	29,0	-	-
1951	70,1	35,1	35,1	-	-
1952	80,6	40,3	40,3	-	-
1953	91,3	45,7	45,7	-	-
1954	103,6	51,8	51,8	-	-
1955	115,2	57,6	57,6	-	-
1956	126,2	63,1	63,1	-	-

Année	Prises reconstituées		Prises déclarées		
	Total	Zone septentrionale	Zone méridionale	Zone septentrionale	Zone méridionale
1957	137,3	68,7	68,7	-	-
1958	147,1	73,6	73,6	-	-
1959	157,0	78,5	78,5	-	-
1960	166,0	83,0	83,0	-	-
1961	186,1	93,1	93,1	-	-
1962	185,5	92,8	92,8	-	-
1963	183,0	91,5	91,5	-	-
1964	184,1	92,1	92,1	-	-
1965	180,7	90,4	90,4	-	-
1966	182,8	91,4	91,4	-	-
1967	182,5	91,3	91,3	-	-
1968	184,4	92,2	92,2	-	-
1969	181,7	90,9	90,9	-	-
1970	187,6	93,8	93,8	-	-
1971	195,4	97,7	97,7	-	-
1972	201,1	100,6	100,6	-	-
1973	208,7	104,4	104,4	-	-
1974	215,5	107,8	107,8	-	-
1975	225,6	112,8	112,8	-	-
1976	232,5	116,3	116,3	-	-
1977	237,0	118,5	118,5	-	-
1978	243,8	121,9	121,9	-	-
1979	248,4	124,2	124,2	-	-
1980	254,2	127,1	127,1	-	-
1981	260,2	130,1	130,1	-	-
1982	263,5	131,8	131,8	-	-
1983	272,3	136,2	136,2	-	-
1984	282,0	141,0	141,0	-	-
1985	258,5	129,3	129,3	-	-
1986	139,5	69,8	69,8	-	-
1987	249,7	124,9	124,9	-	-
1988	177,8	88,9	88,9	-	-
1989	264,4	132,2	132,2	-	-
1990	264,0	132,0	132,0	-	-
1991	278,4	139,2	139,2	-	-
1992	338,1	169,1	169,1	-	-
1993	217,4	108,7	108,7	-	-
1994	242,2	121,1	121,1	-	-
1995	156,3	78,2	78,2	-	-
1996	60,0	30,0	30,0	-	-
1997	138,4	69,2	69,2	-	-

Année	Prises reconstituées			Prises déclarées	
	Total	Zone septentrionale	Zone méridionale	Zone septentrionale	Zone méridionale
1998	146,9	73,5	73,5	-	-
1999	143,1	71,6	71,6	-	-
2000	90,3	45,2	45,2	-	5,6
2001	89,7	44,9	44,9	-	14,3
2002	105,5	52,8	52,8	3,4	5,2
2003	111,5	55,8	55,8	3,4	5,7
2004	106,3	53,2	53,2	4,3	4,3
2005	97,1	48,6	48,6	4,4	8,6
2006	93,4	46,7	46,7	5,5	11,2
2007	76,2	38,1	38,1	8,1	23,0
2008	70,0	35,0	35,0	6,2	32,7
2009	67,9	34,0	34,0	3,6	24,5
2010	61,9	31,0	31,0	2,8	25,8
2011	64,1	32,1	32,1	5,3	41,8
2012	54,6	27,3	27,3	4,1	36,7
2013	45,0	22,5	22,5	6,8	22,9
2014	49,6	24,8	24,8	9,3	20,6
2015	67,5	38,8	28,8	7,9	28,8
2016	61,5	35,2	26,3	27,9	26,3
2017	58,5	25,7	32,8	27,9	32,8
2018	29,5	14,2	15,3	14,0	15,3

B.5 FIGURES DE L'ANNEXE B

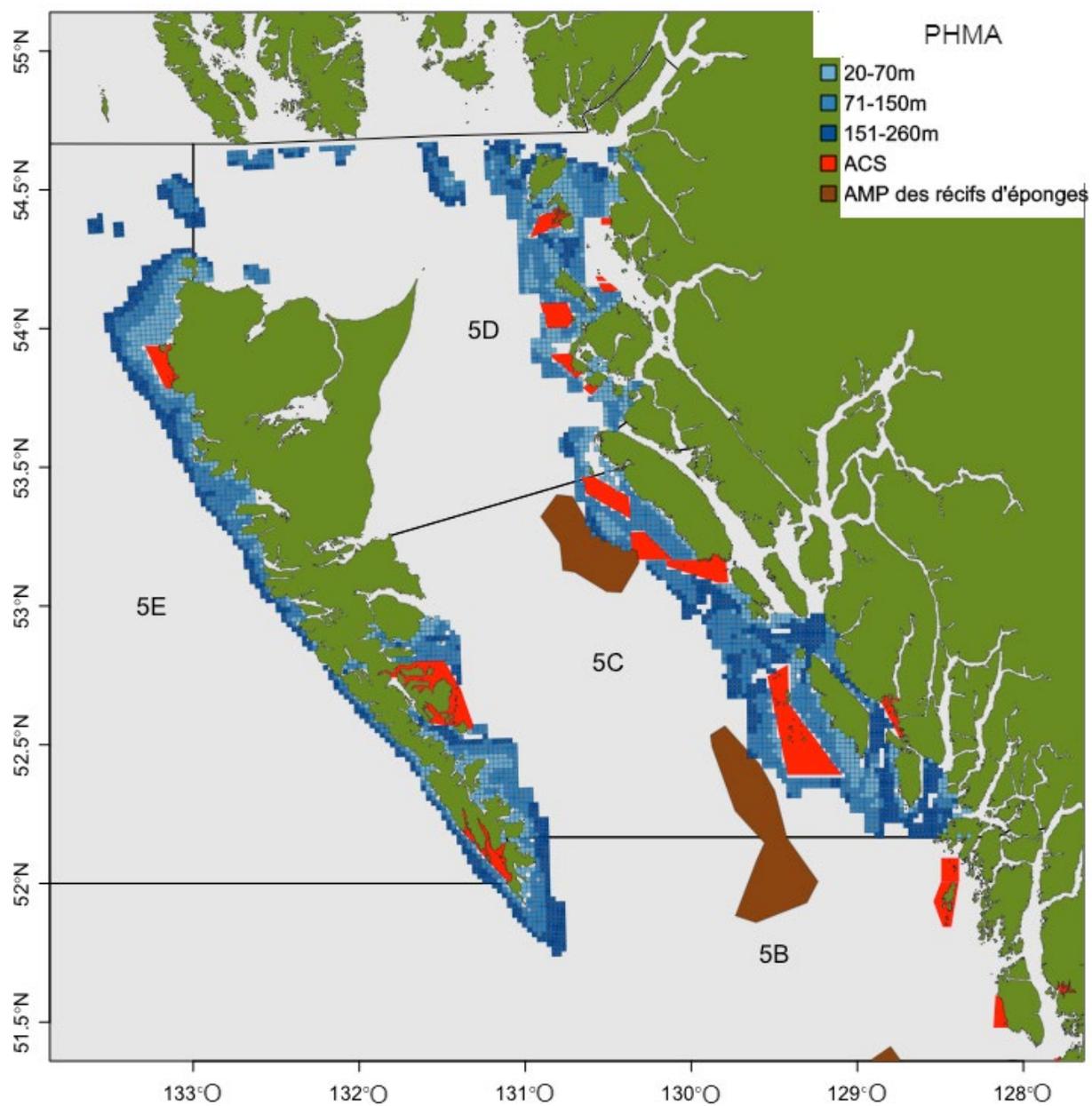


Figure B.1. Cellules de grille de 2 km de côté relatives au relevé de la PHMA par strate de profondeur pour la zone de relevé du nord.

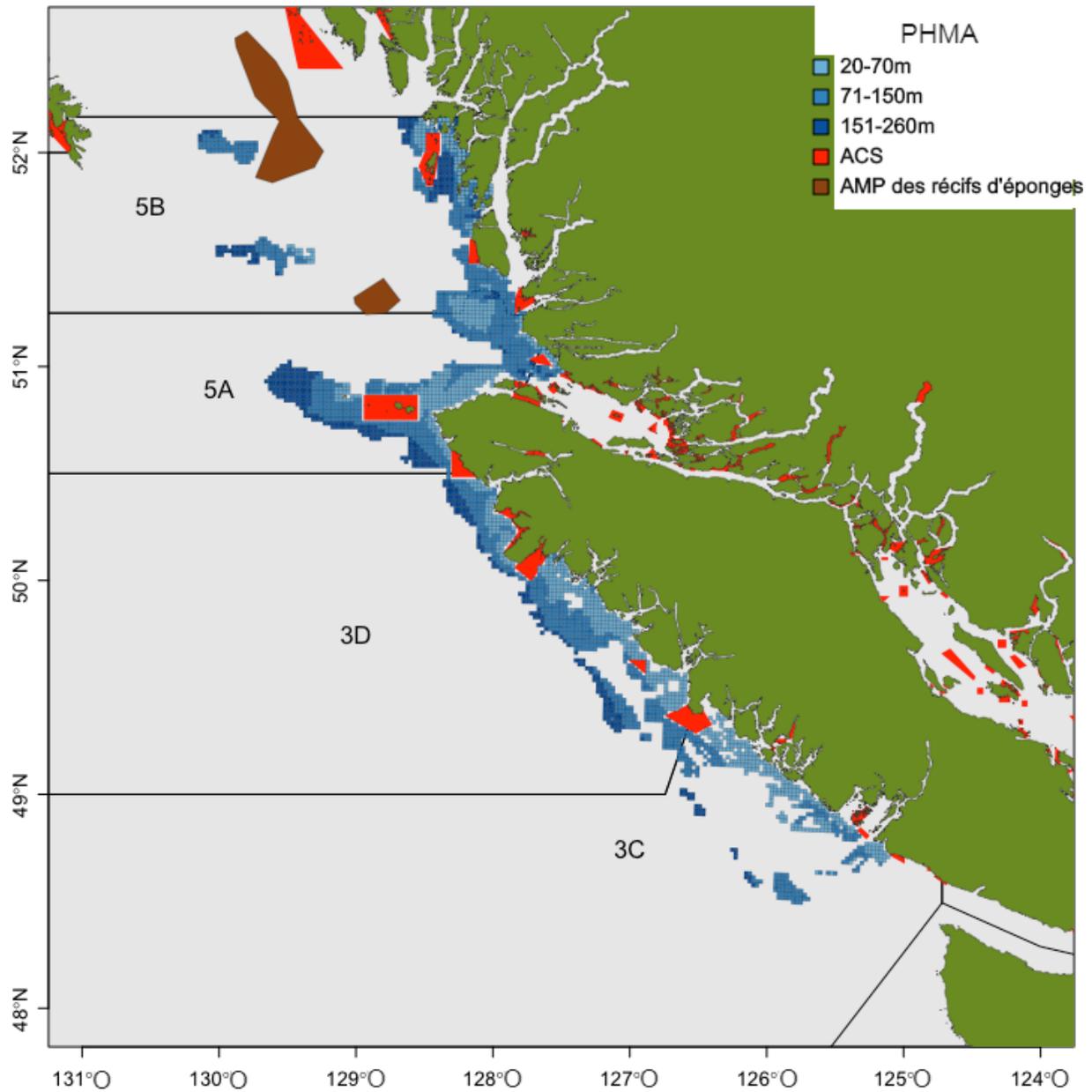


Figure B.2. Cellules de grille de 2 km de côté relatives au relevé de la PHMA par strate de profondeur pour la zone de relevé du sud.

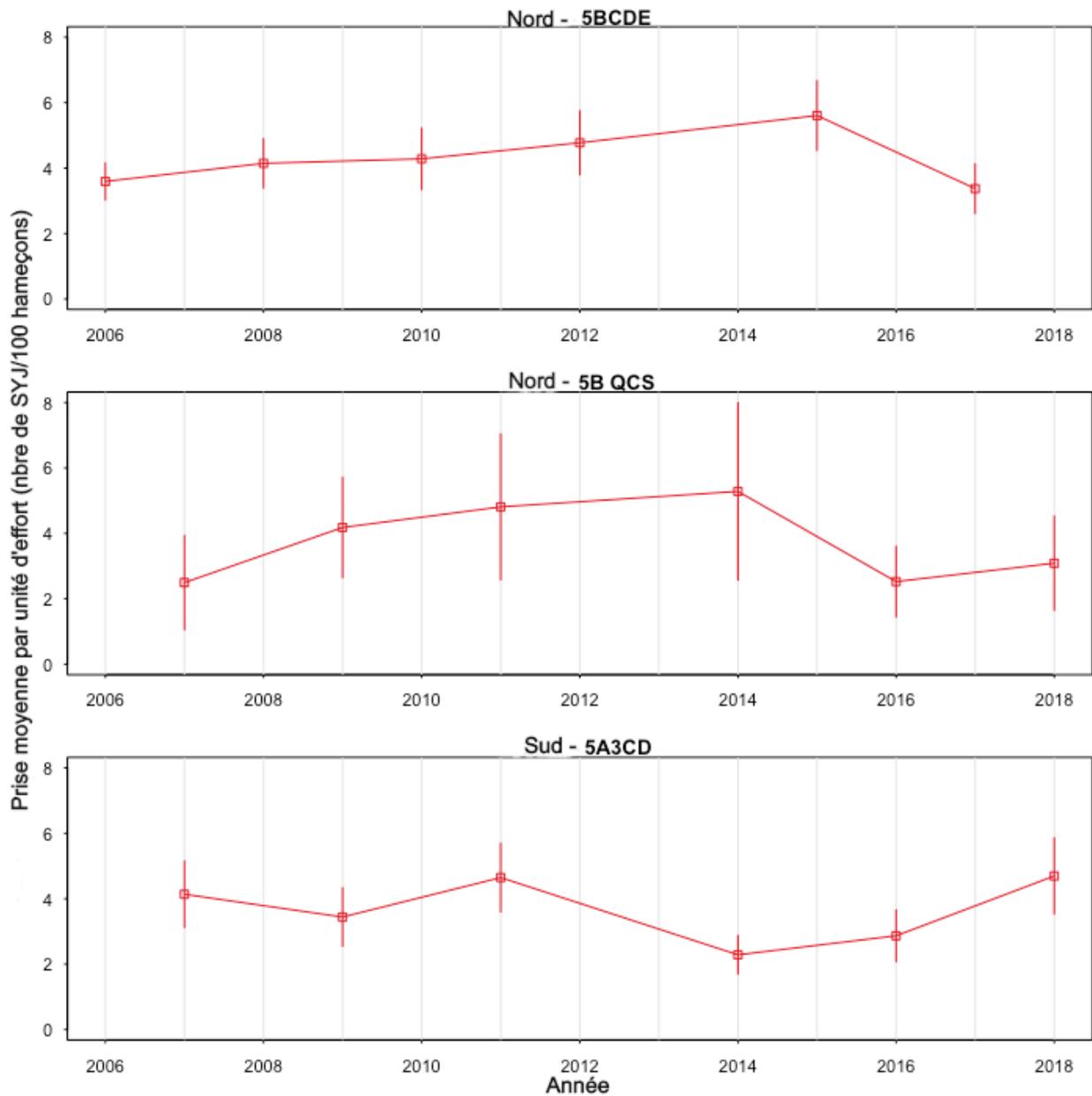


Figure B.3. Moyennes stratifiées (+/- 1,96 ET) provenant du relevé de la PHMA pour les indices PHMA_N dans les zones de gestion 5BCDE (graphique du haut), PHMA_BRC dans la zone de gestion 5B (graphique du milieu) et PHMA_S dans les zones de gestion 5A et 3CD (graphique du bas).

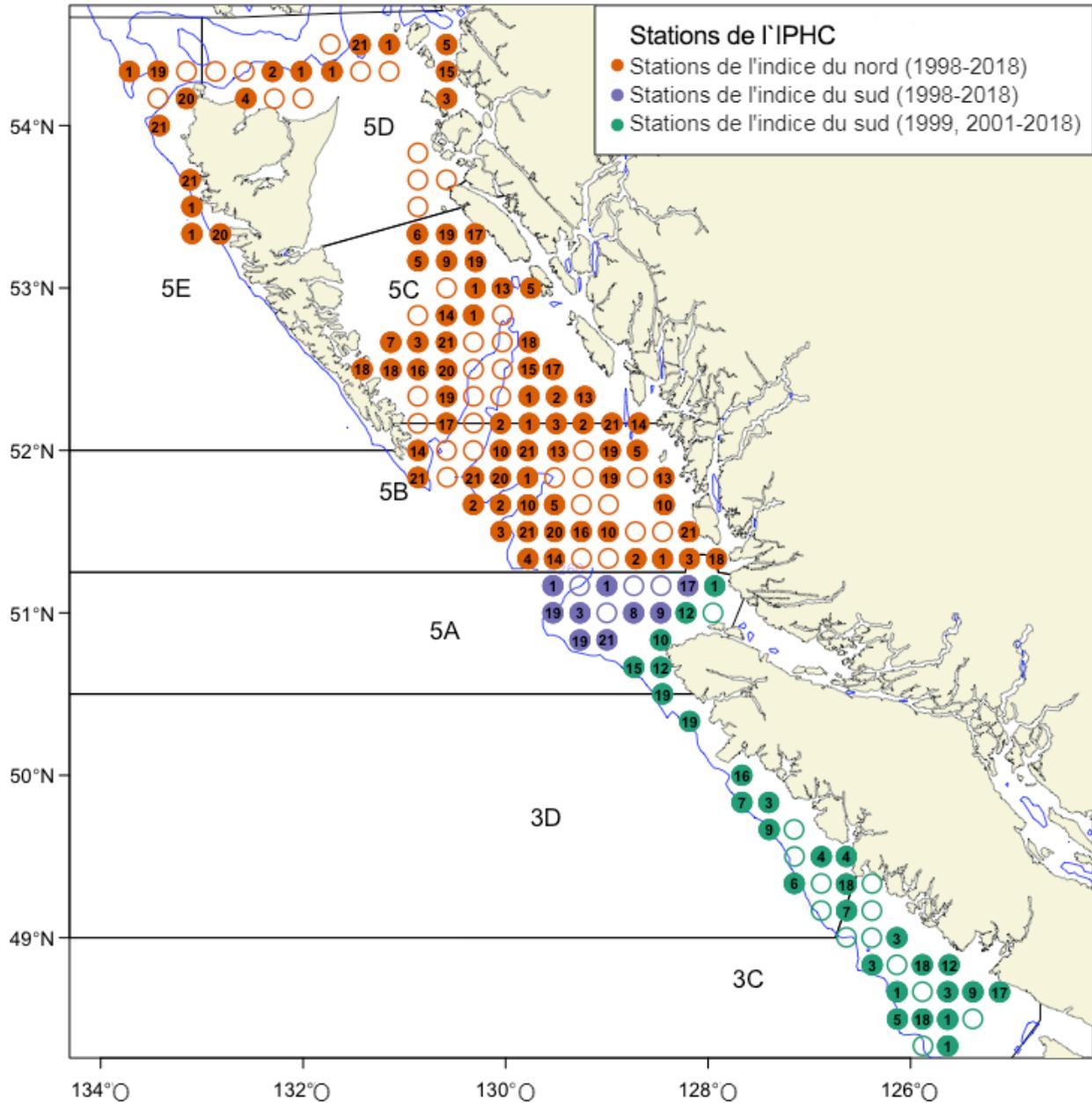


Figure B.4. Stations du relevé de la IPHC utilisées pour générer des indices de relevé pour les stocks de sébaste aux yeux jaunes des zones septentrionale et méridionale; les numéros relatifs à chaque station indiquent le nombre d'années où on a capturé au moins un sébaste aux yeux jaunes. Les cercles sans numéro représentent les stations où aucun sébaste aux yeux jaunes n'a été capturé.

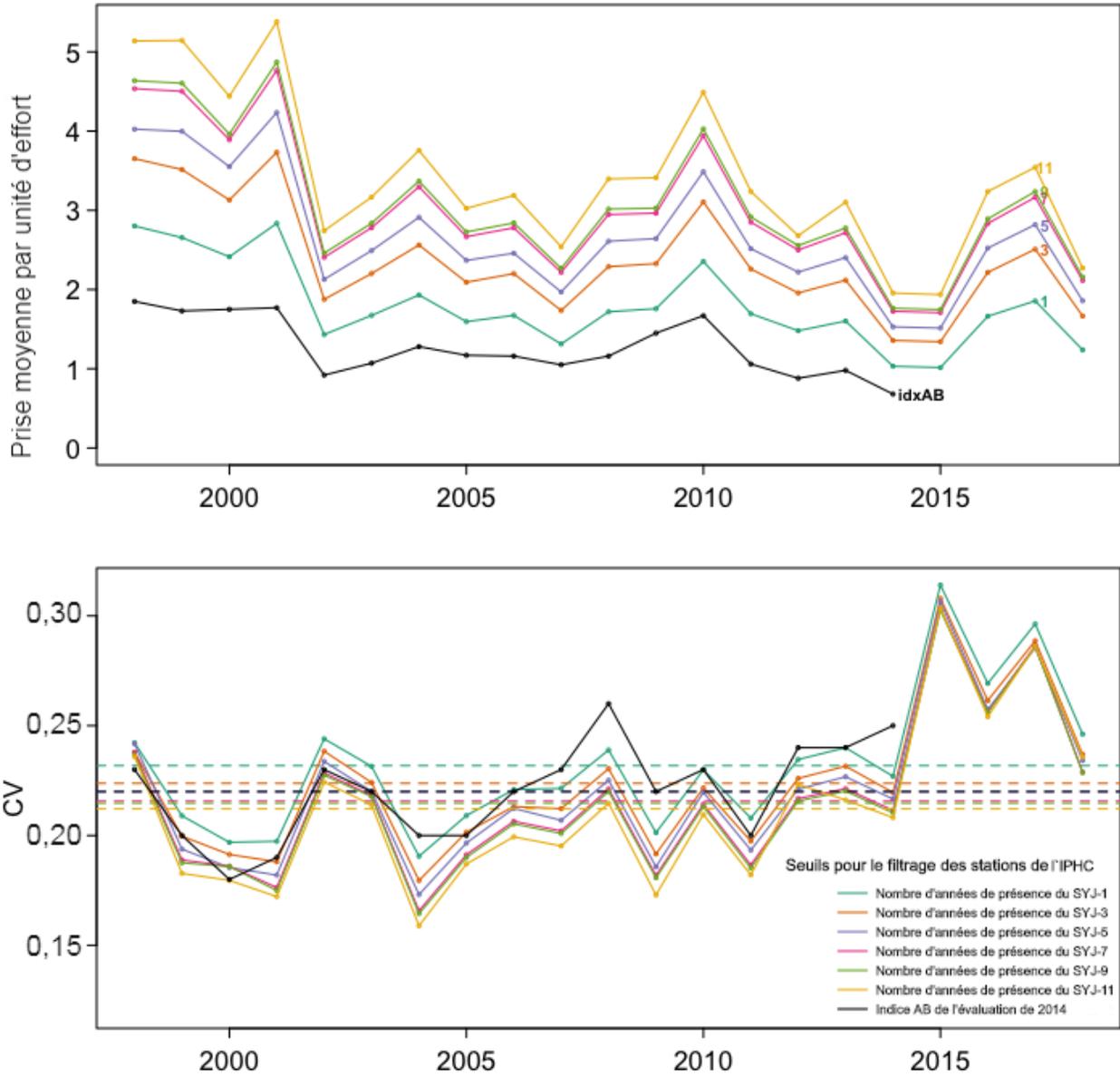


Figure B.5. Indices annuels du relevé de la IPHC (graphique du haut) et CV connexes (graphique du bas) pour le stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures de la zone septentrionale (5BCDE), calculés au moyen de différents seuils permettant de filtrer les stations relatives au relevé. La série AB utilisée dans l'évaluation de 2014 (Yamanaka et al. 2018) est présentée aux fins de comparaison. Les lignes pointillées dans le graphique du bas représentent les CV moyens.

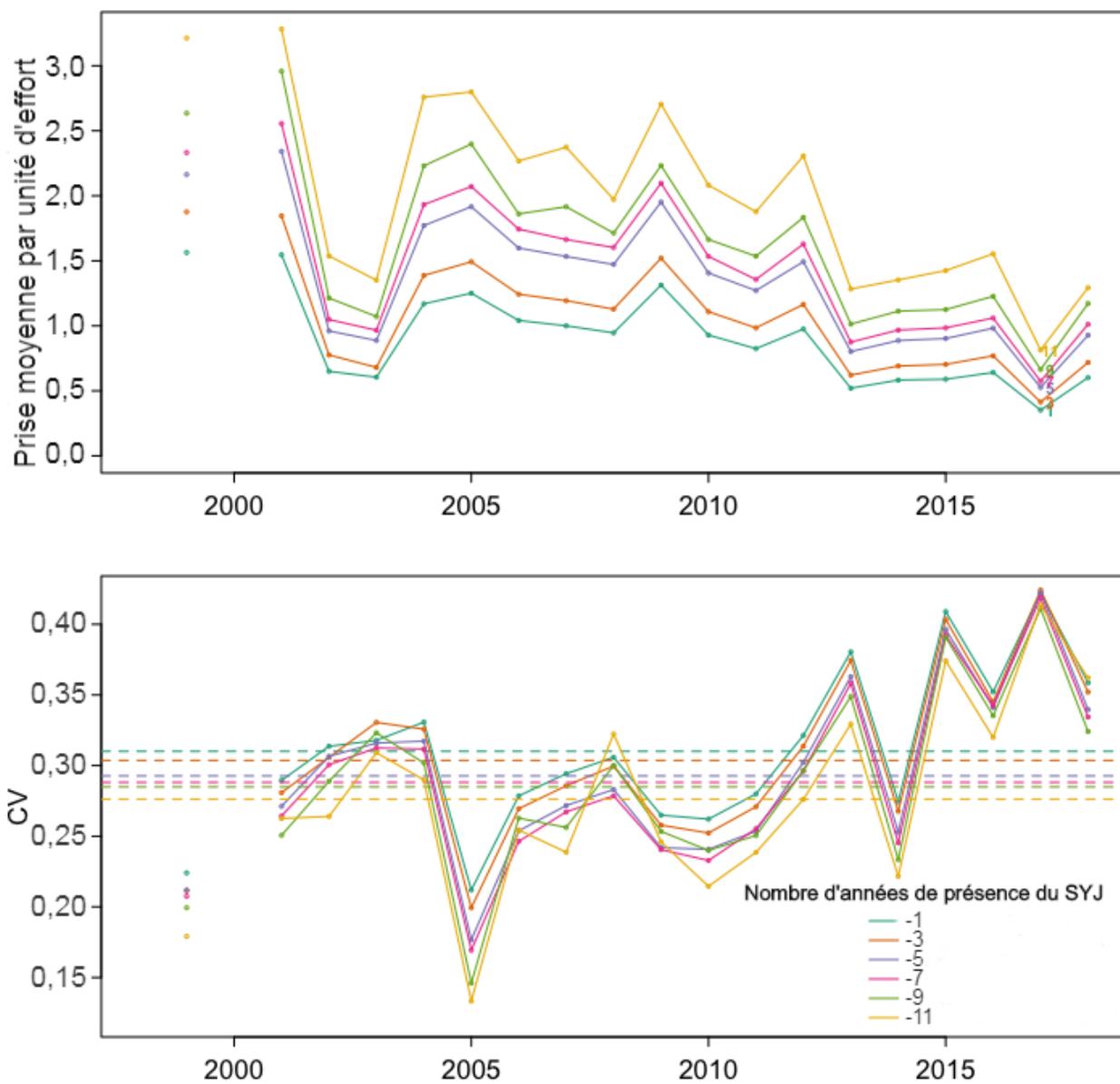


Figure B.6. Indices annuels du relevé de la IPHC (graphique du haut) et CV connexes (graphique du bas) pour le stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures de la zone méridionale (5BCDE), calculés au moyen de différents seuils permettant de filtrer les stations relatives au relevé. Les lignes pointillées dans le graphique du bas représentent les CV moyens.

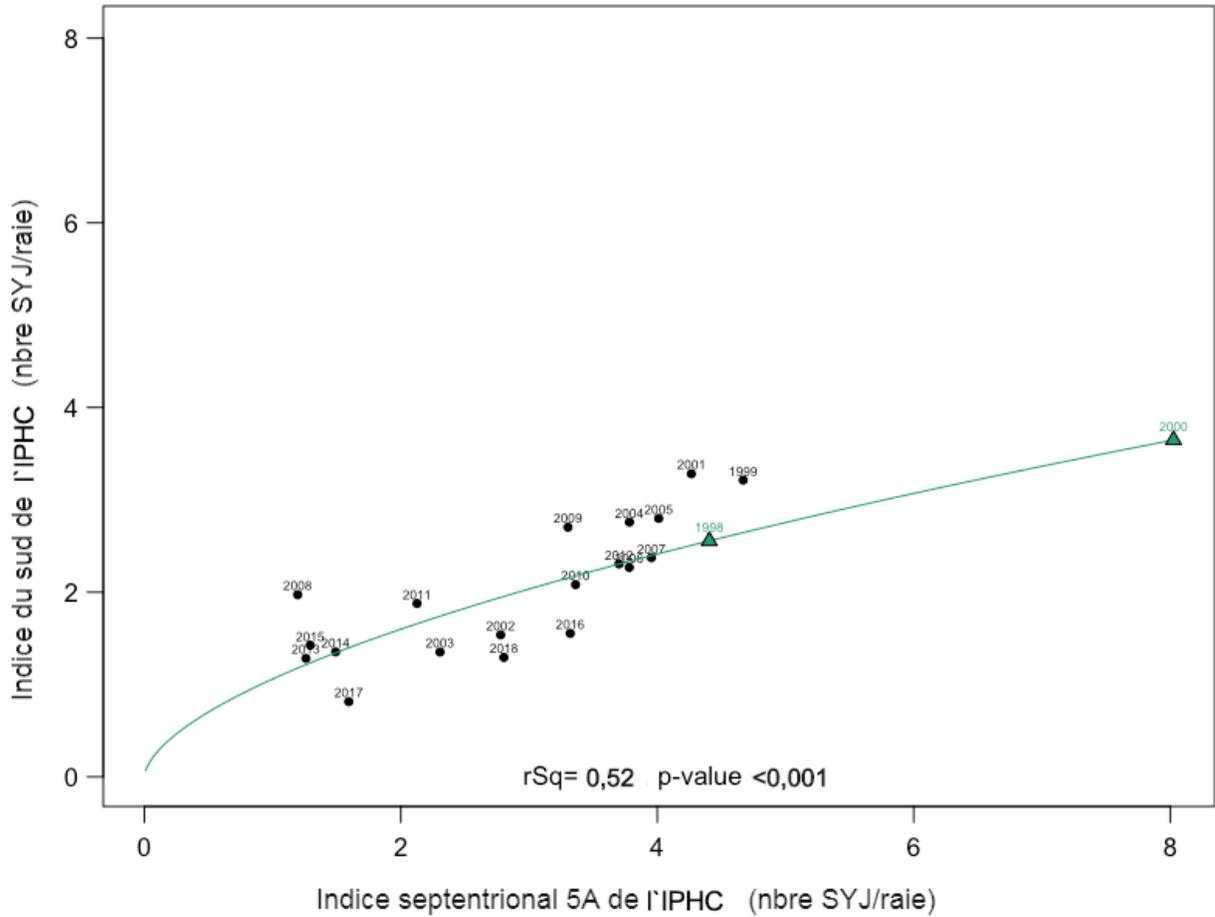


Figure B.7. Relation estimée à partir des ajustements de la régression linéaire à des indices log-transformés pour I_{n5A}^{IPHC} et I_{Sud}^{IPHC} , où $I_{Sud}^{IPHC} = \beta_0 (I_{n5A}^{IPHC})^{\beta_1} e^v$. Les triangles verts représentent les valeurs prédites de I_{Sud}^{IPHC} pour 1998 et 2000, d'après les CPUE observées pour I_{n5A}^{IPHC} lors de ces années.

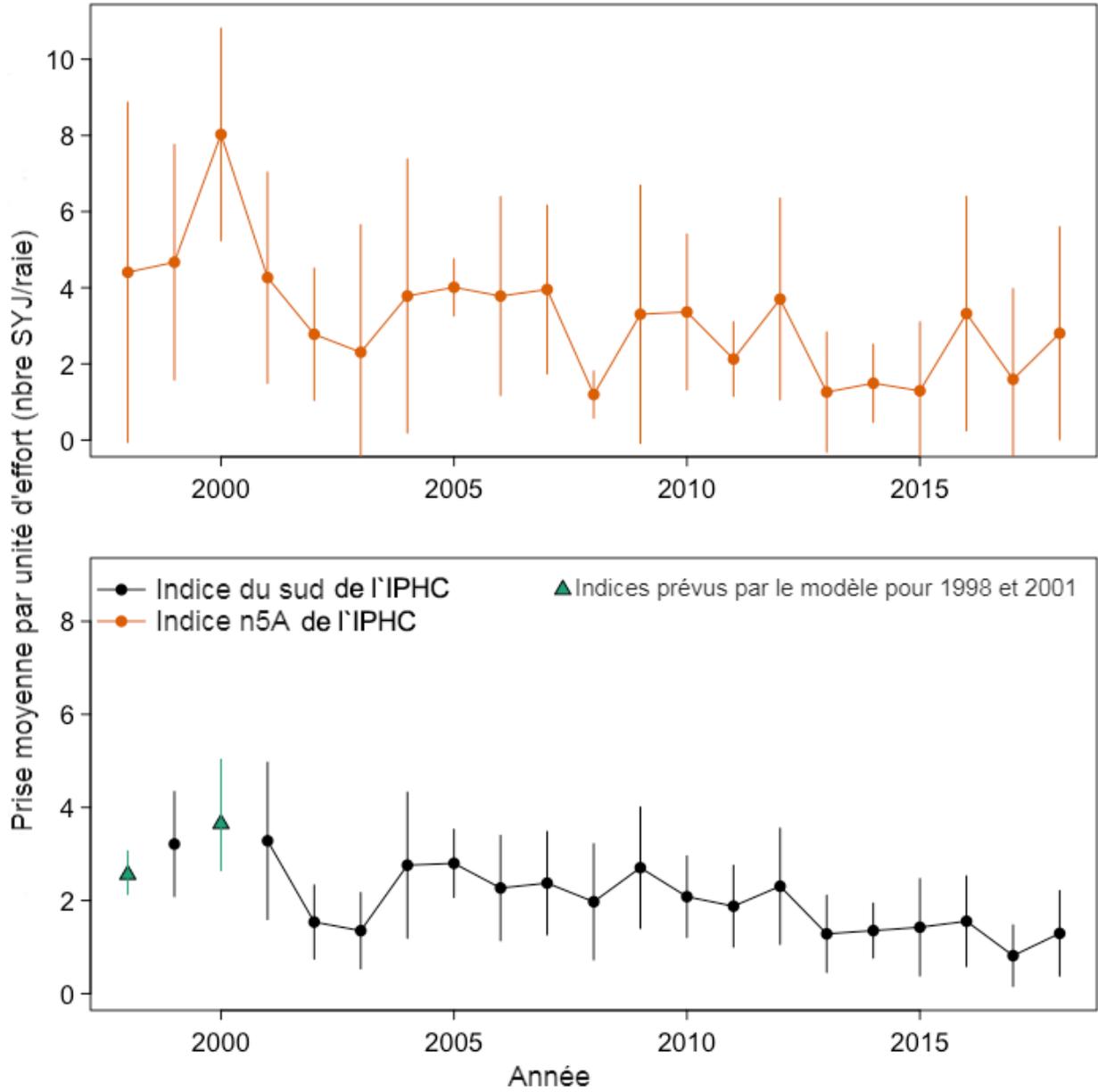


Figure B.8. Indices annuels $\pm 1,96$ ET pour I_{n5A}^{IPHC} (graphique du haut) et I_{Sud}^{IPHC} (graphique du bas) de 1998 à 2018, déterminés en utilisant les données des stations où des sébastes aux yeux jaunes ont été capturés pendant au moins 11 ans.

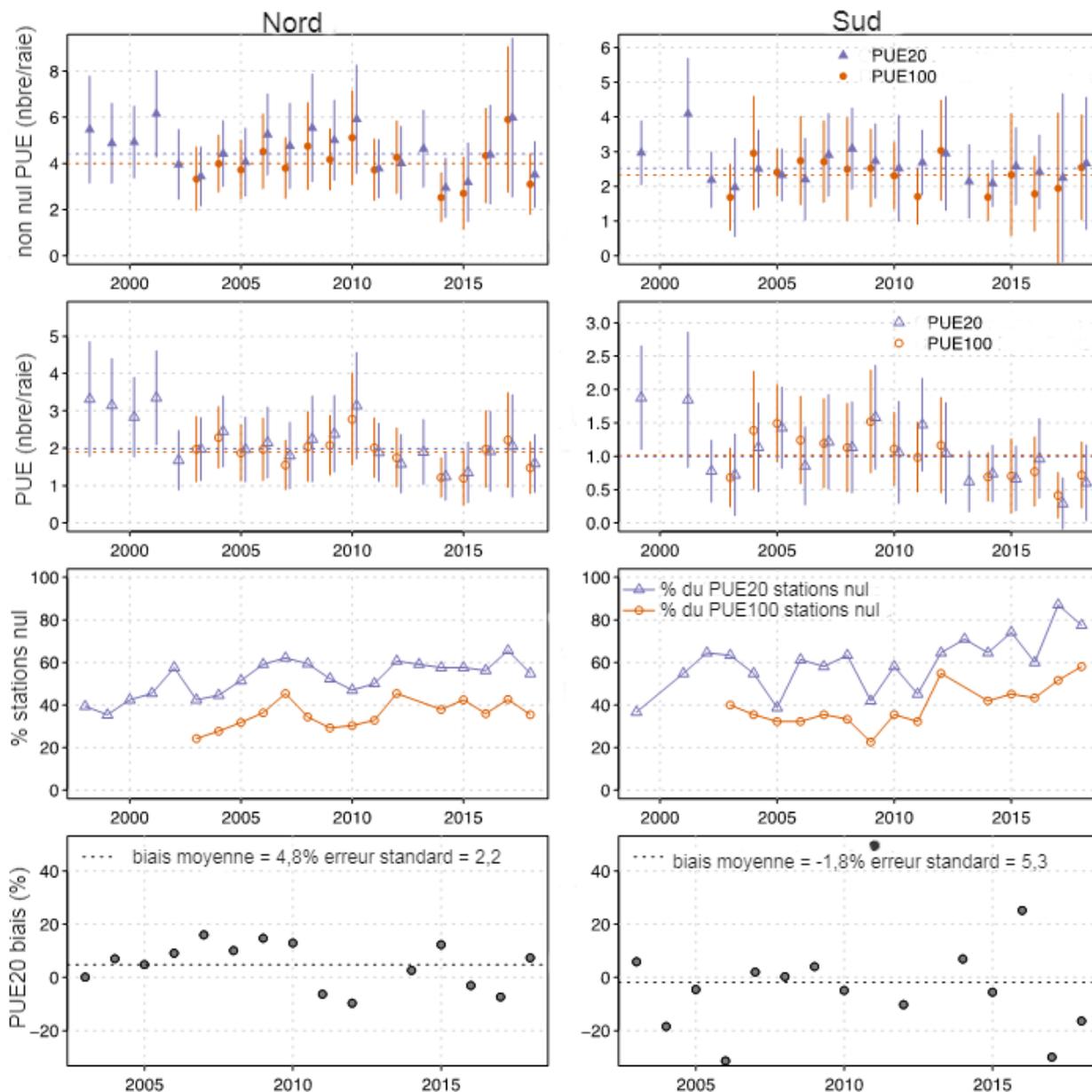


Figure B.9. Comparaison entre les CPUE du sébaste aux yeux jaunes +/- 1,96 ET obtenues en observant les 20 premiers hameçons de chaque « patin » (CPUE20) et les CPUE obtenues en observant tous les hameçons (CPUE100) pour les stations où des individus ont été capturés pendant au moins un an.

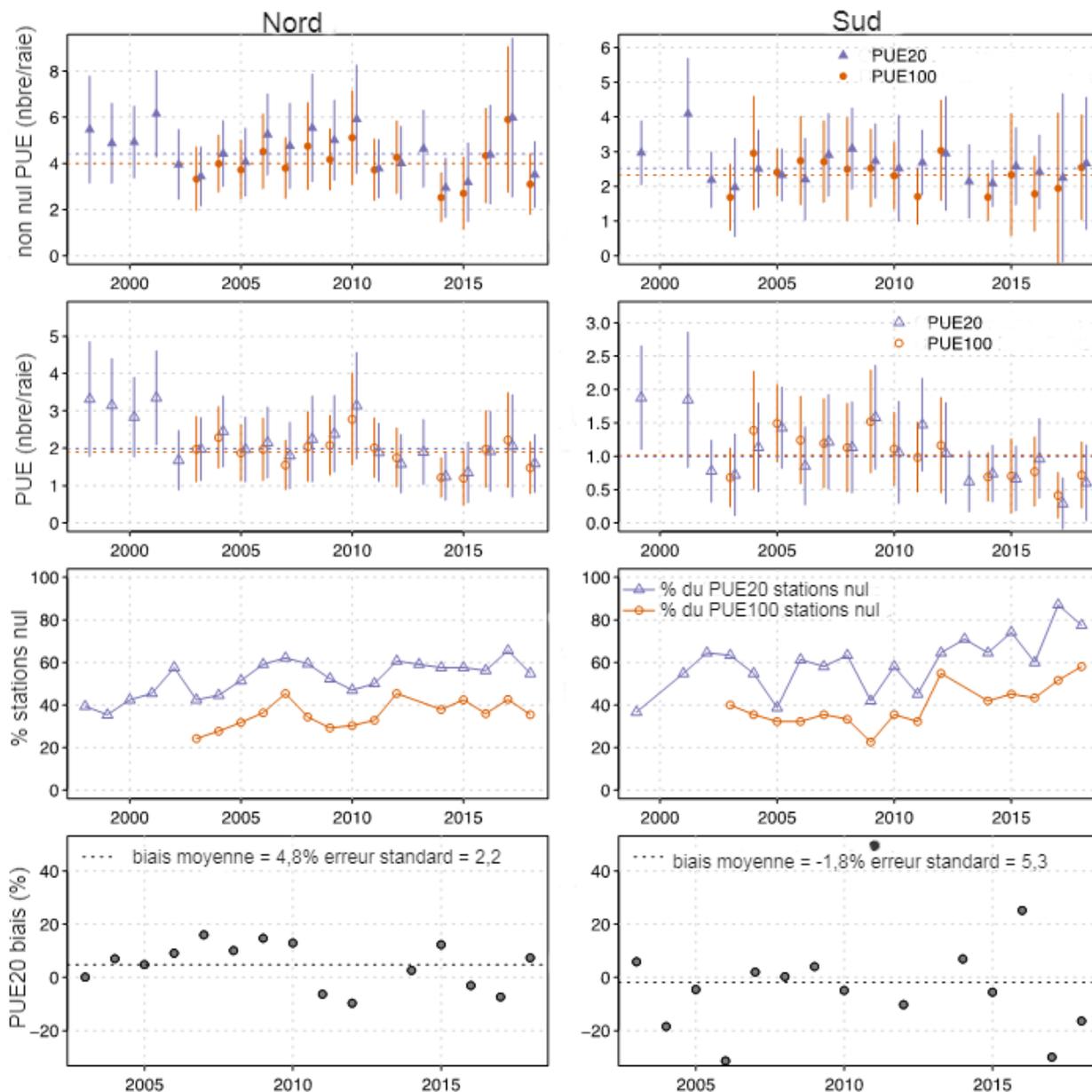


Figure B.10. Comparaison entre les CPUE du sébaste aux yeux jaunes +/- 1,96 ET obtenues en observant les 20 premiers hameçons de chaque « patin » (CPUE20) et les CPUE obtenues en observant tous les hameçons (CPUE100) pour les stations où des individus ont été capturés pendant au moins 11 ans.

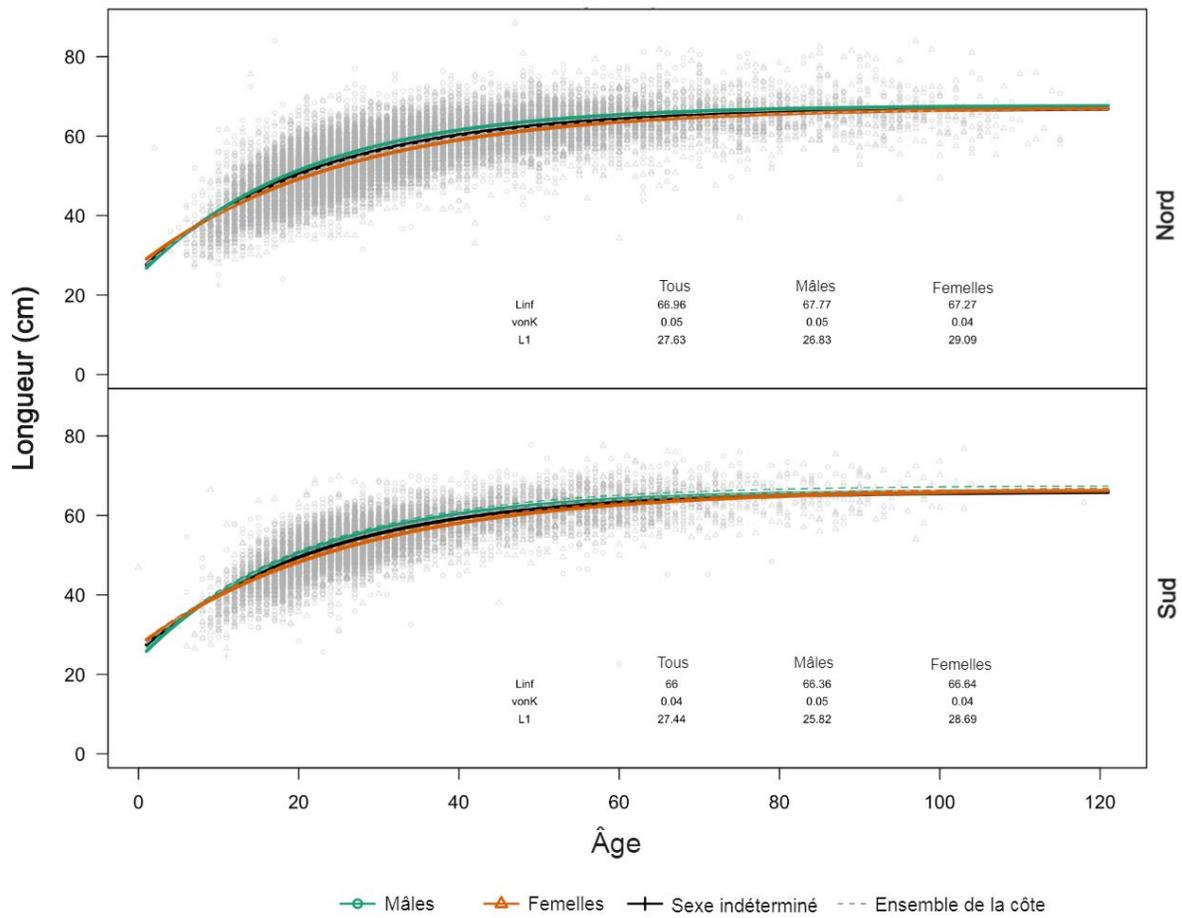


Figure B.11. Ajustements de la courbe de croissance de von Bertalanffy pour les stocks de sébastes aux yeux jaunes des zones septentrionale et méridionale.

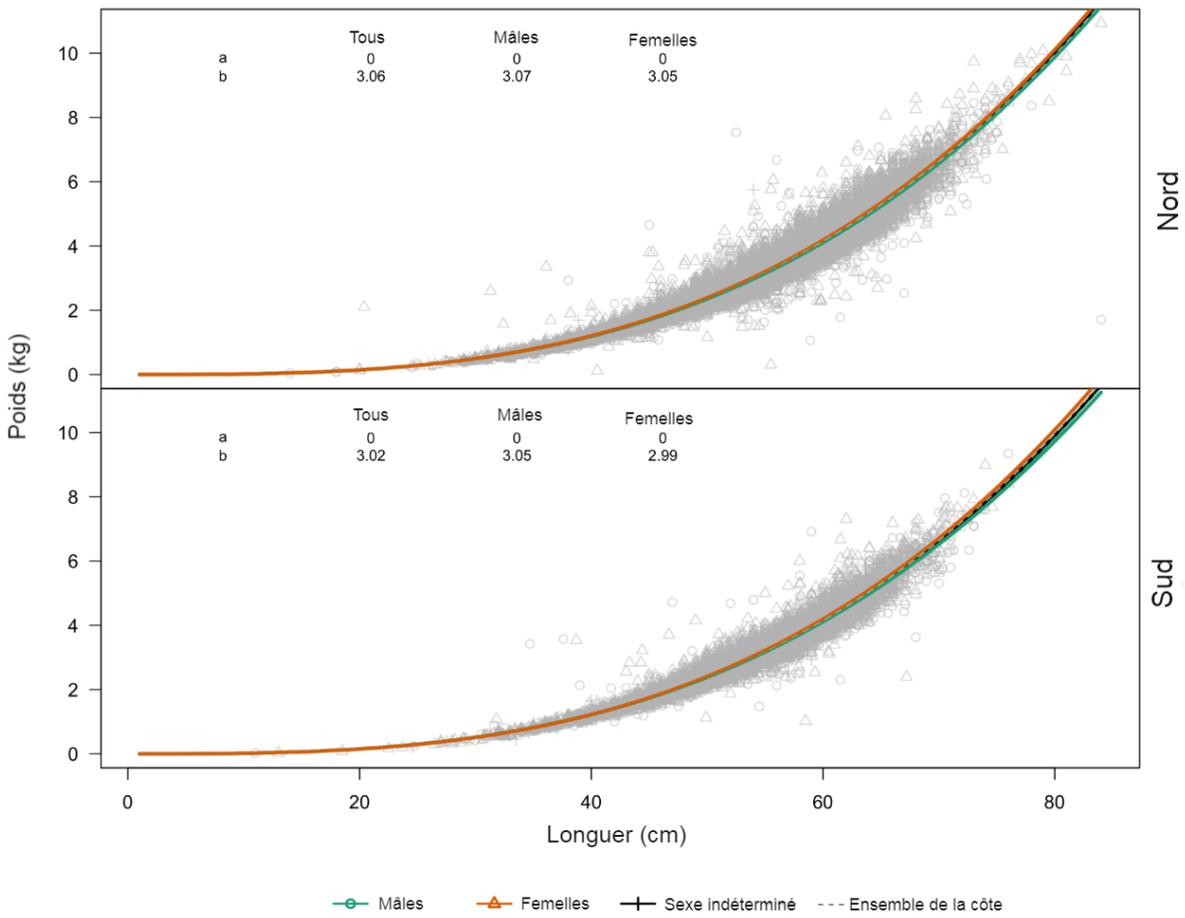


Figure B.12. Relations entre la longueur et le poids pour les stocks de sébastes aux yeux jaunes des zones septentrionale et méridionale.

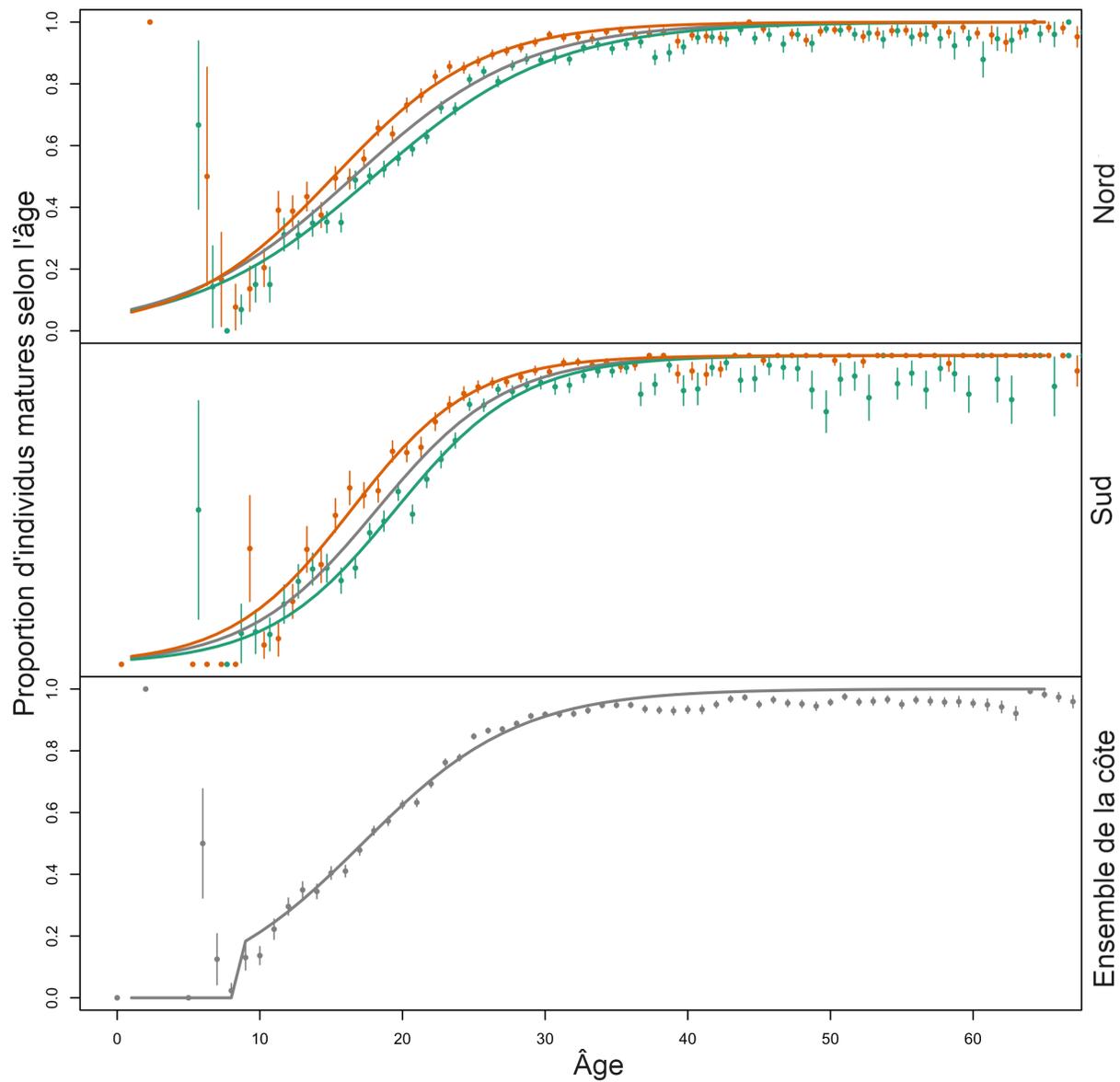


Figure B.13. Courbes de la maturité selon l'âge pour les stocks de sébastes aux yeux jaunes des zones septentrionale, méridionale et à l'échelle de la côte. La courbe verte représente les mâles, la courbe orange, les femelles et la grise, les deux sexes combinés. La courbe de la maturité selon l'âge du stock à l'échelle de la côte (graphique du bas) a été utilisée dans tous les modèles opérationnels.

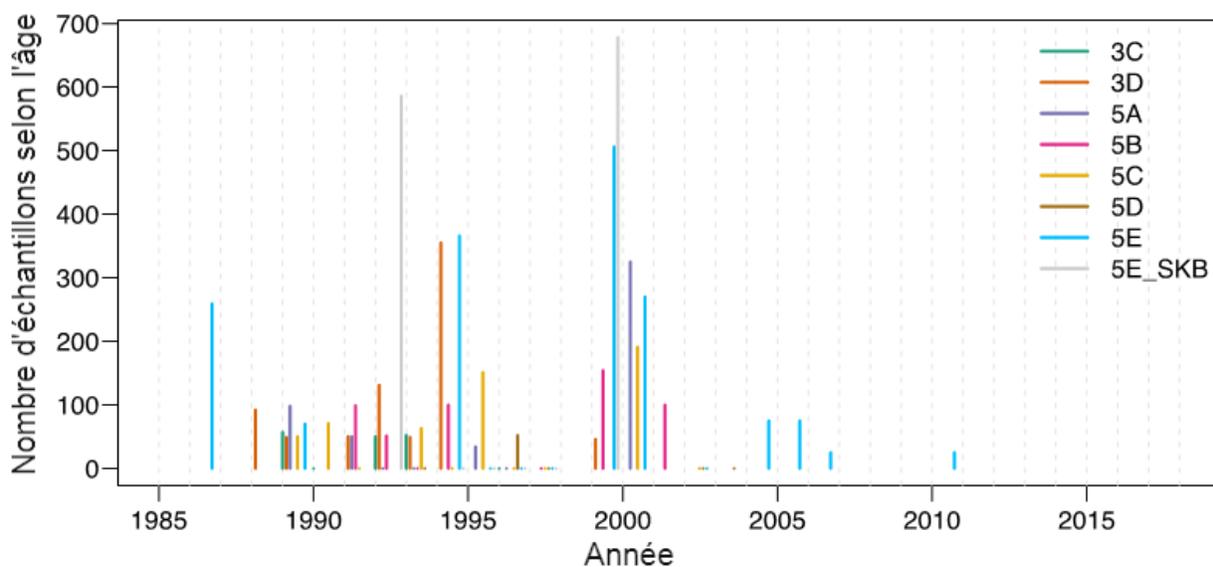
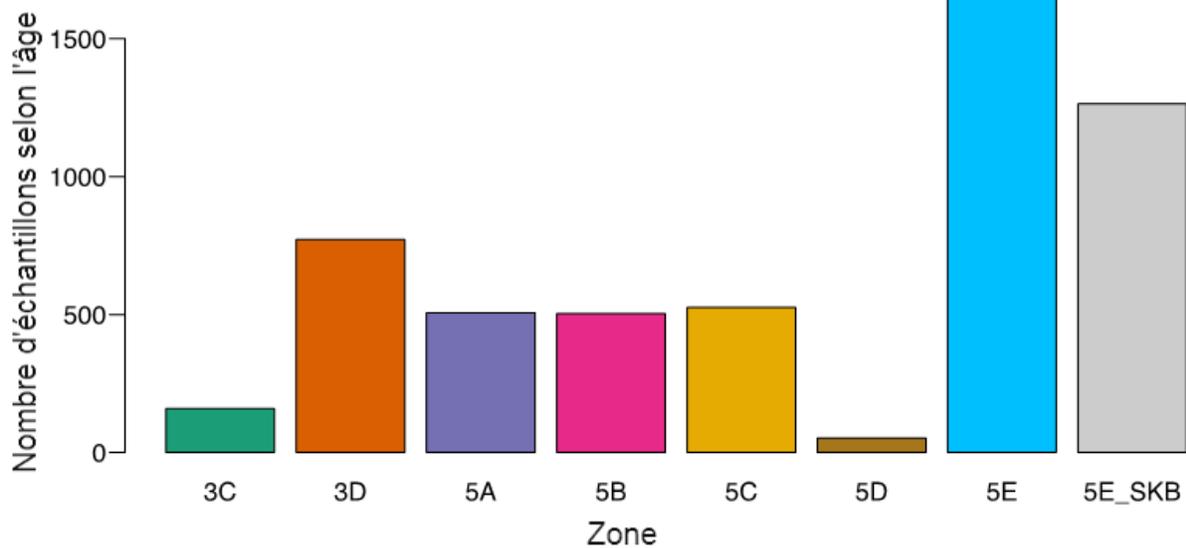


Figure B.14. Nombre total d'échantillons relatifs à l'âge de sébastes aux yeux jaunes des eaux extérieures provenant des flottilles commerciales de pêche aux lignes par zone (graphique du haut) et par année (graphique du bas). Les échantillons provenant du mont sous-marin SGaan Kinghlas – Bowie (SK-B) n'ont pas été inclus dans les données sur la composition selon l'âge utilisées dans les modèles structurés selon l'âge concernant le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures.

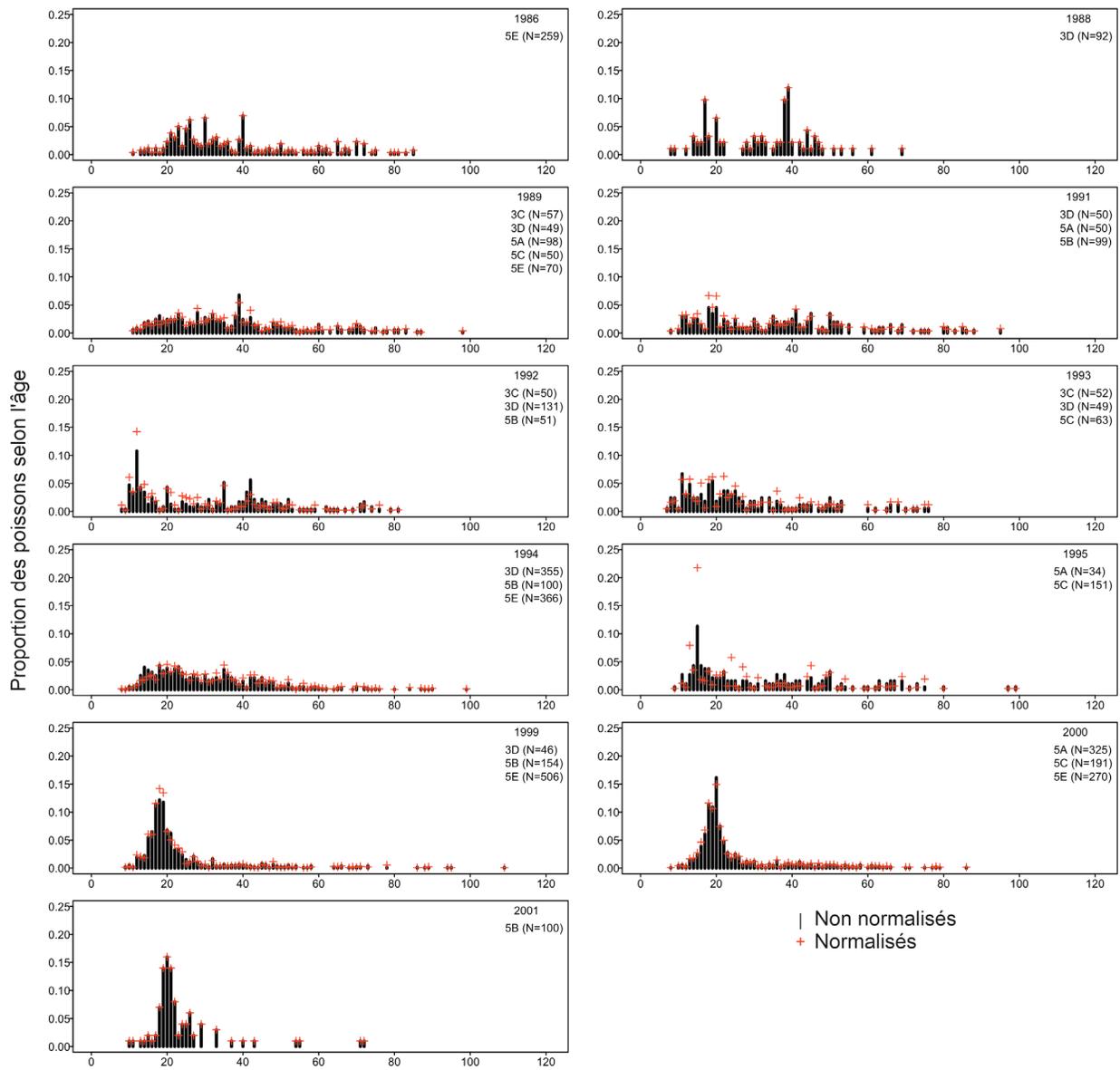


Figure B.15. Données normalisées sur la composition selon l'âge du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures provenant des flottilles commerciales de pêche aux lignes, qui ont été utilisées comme données d'entrée dans les modèles structurés selon l'âge.

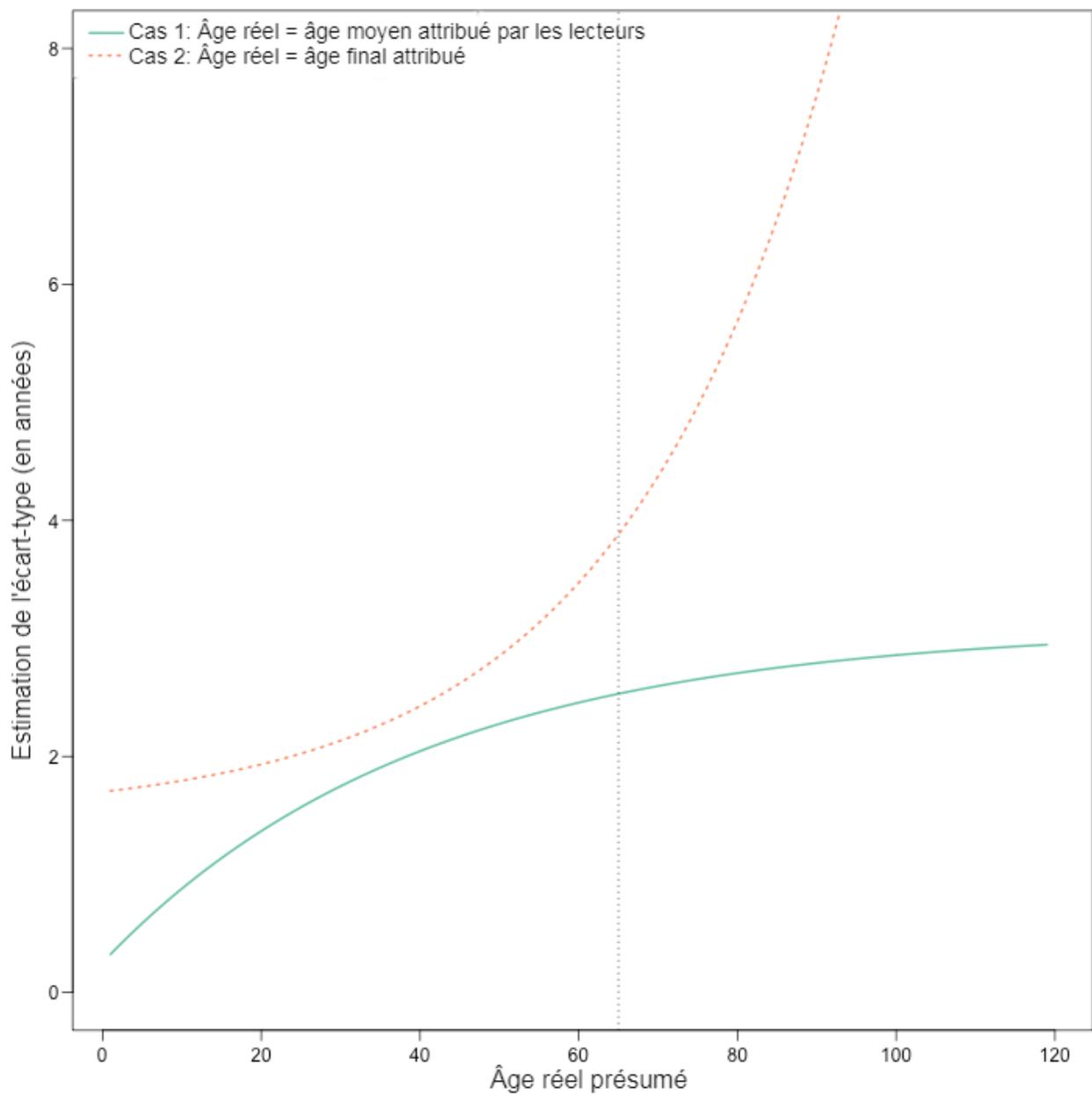


Figure B.16. Estimation de l'écart-type des âges observés pour les deux cas examinés.

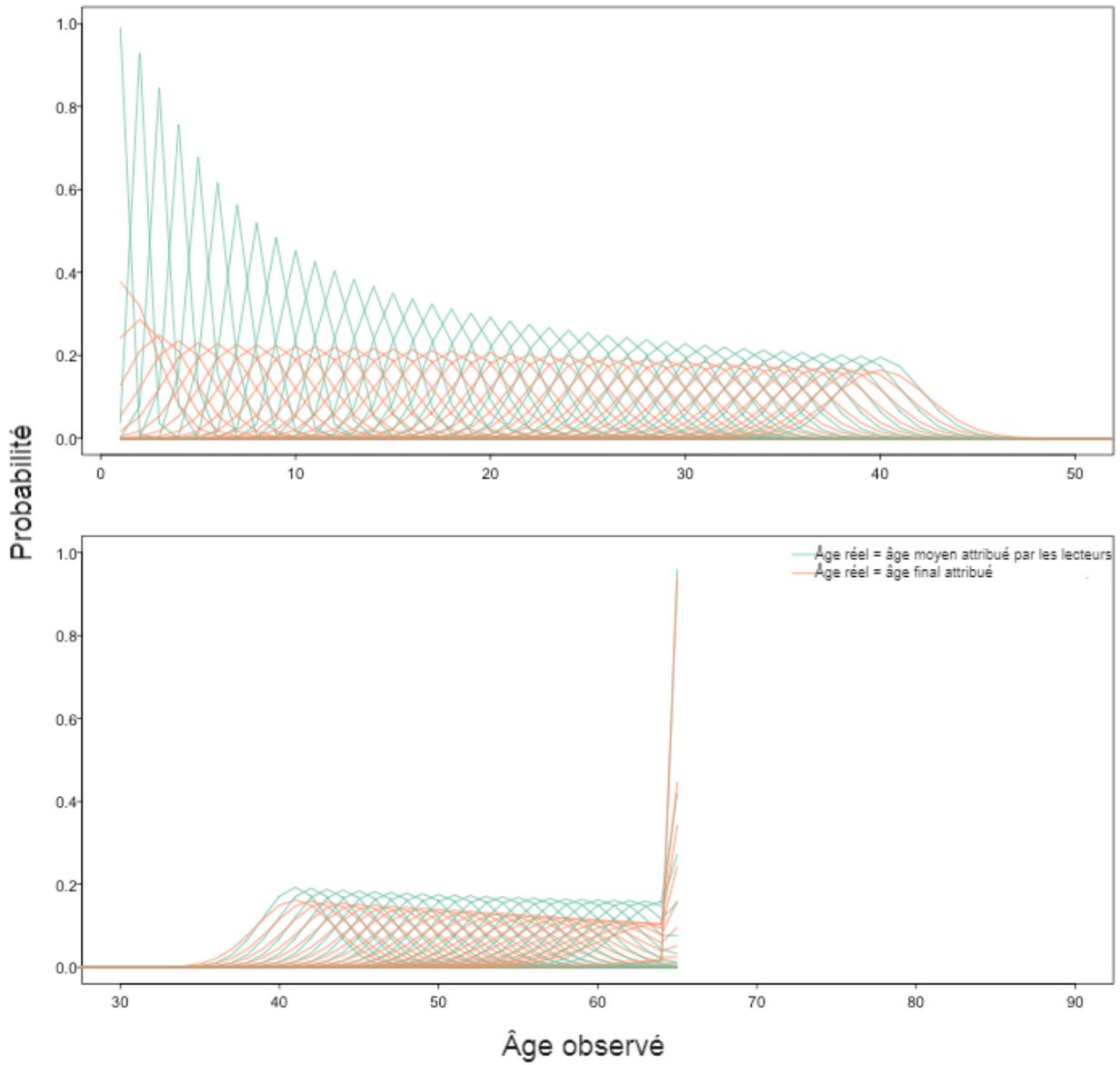


Figure B.17. Probabilité liée aux âges observés compte tenu des âges véritables 1 à 40 (graphique du haut) et 41 à 65+ (graphique du bas) pour les deux cas examinés. Chaque courbe représente la distribution de la probabilité pour un âge véritable.

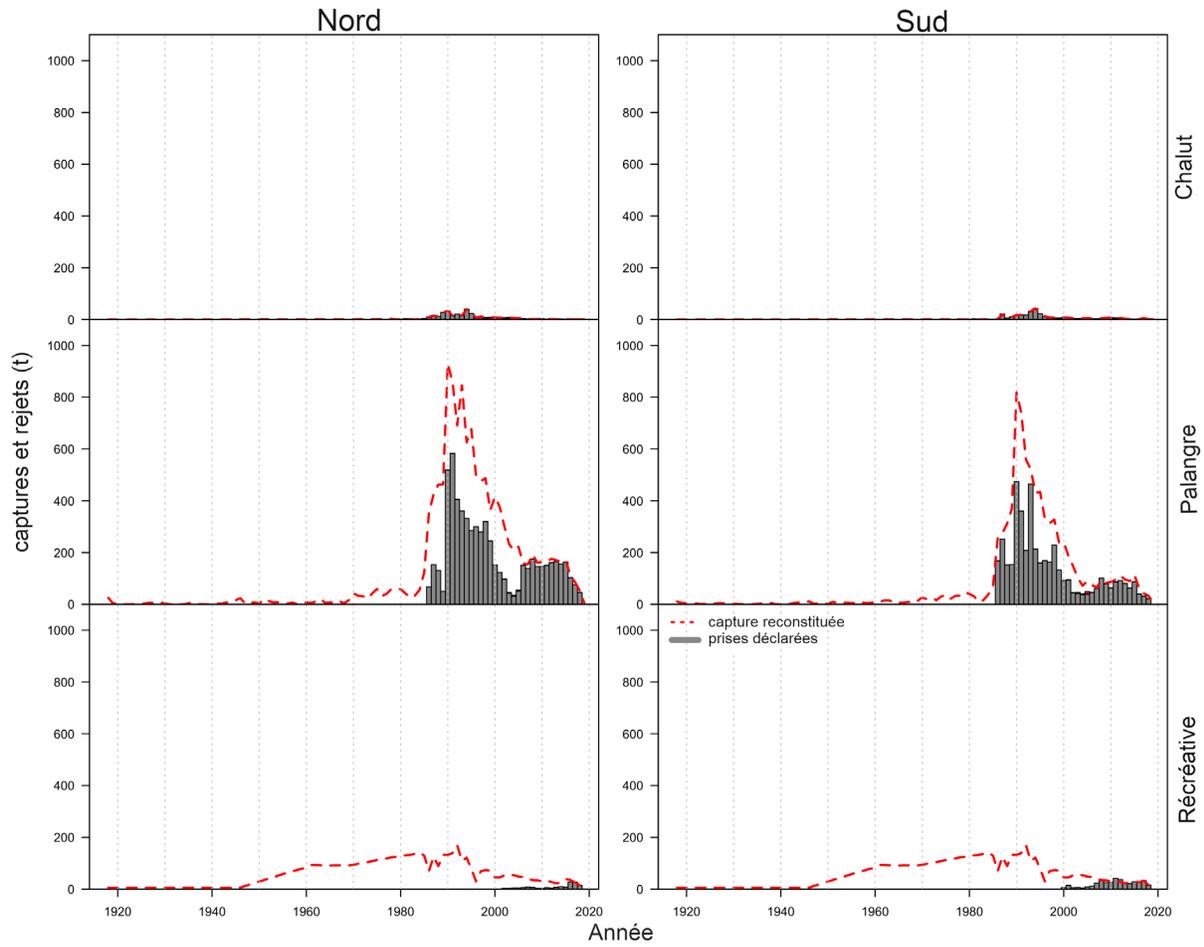


Figure B.18. Séries chronologiques sur les prises reconstituées et déclarées de 1918 à 2018 pour les flottilles de pêche au chalut, de pêche aux lignes et de pêche récréative.

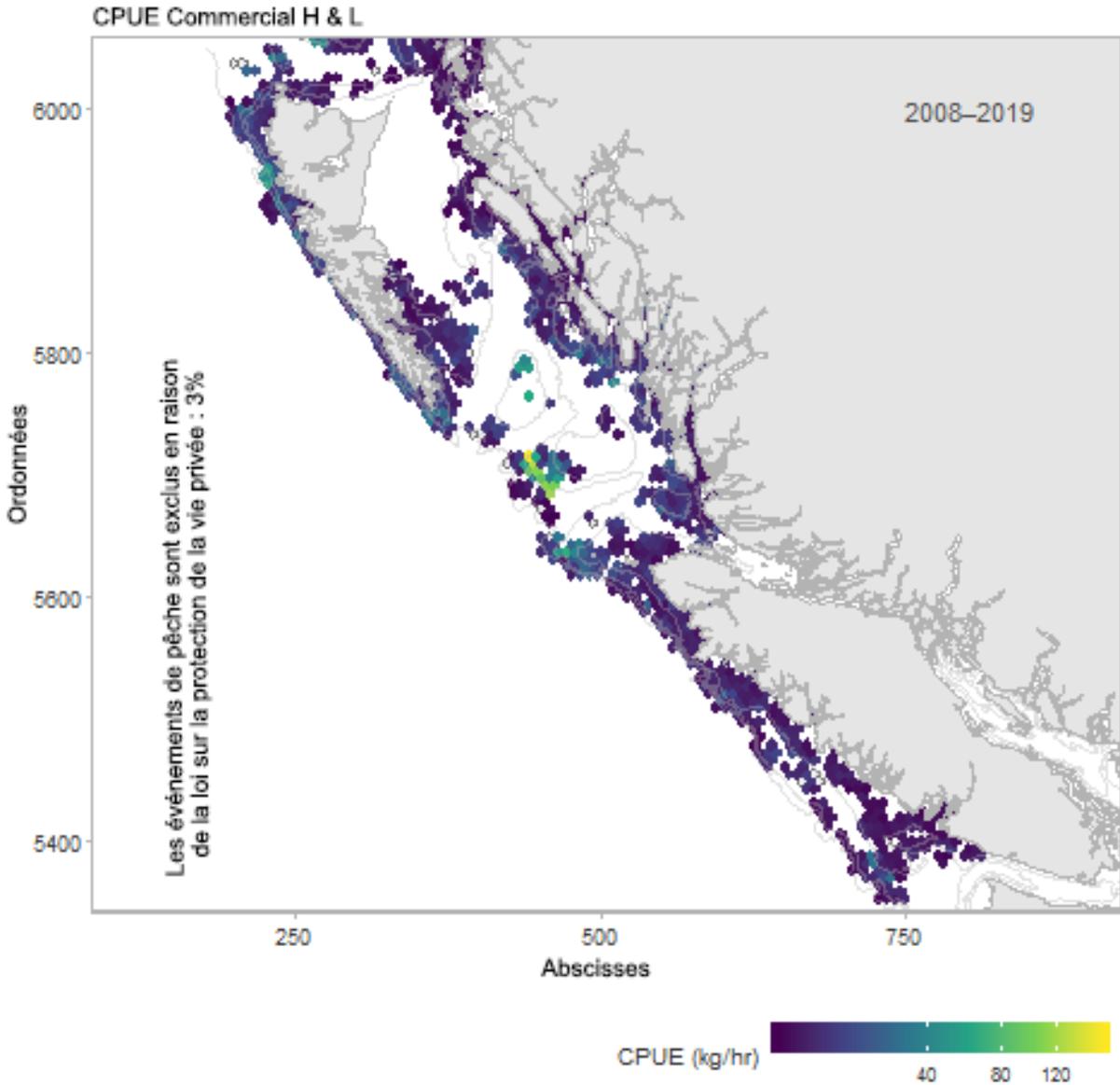


Figure B.19. Répartition spatiale des CPUE de sébastes aux yeux jaunes (kg/h) dans les eaux de la Colombie-Britannique provenant des activités de pêche commerciale aux lignes de 2008 à 2019. Il est à noter que la carte est limitée aux hexagones dans lesquels trois navires ou plus menaient des activités de pêche lors d'une année donnée, conformément à la Loi sur la protection des renseignements personnels. Les hexagones vides représentent les zones où trois navires ou plus menaient des activités de pêche avant 2008 (hl).

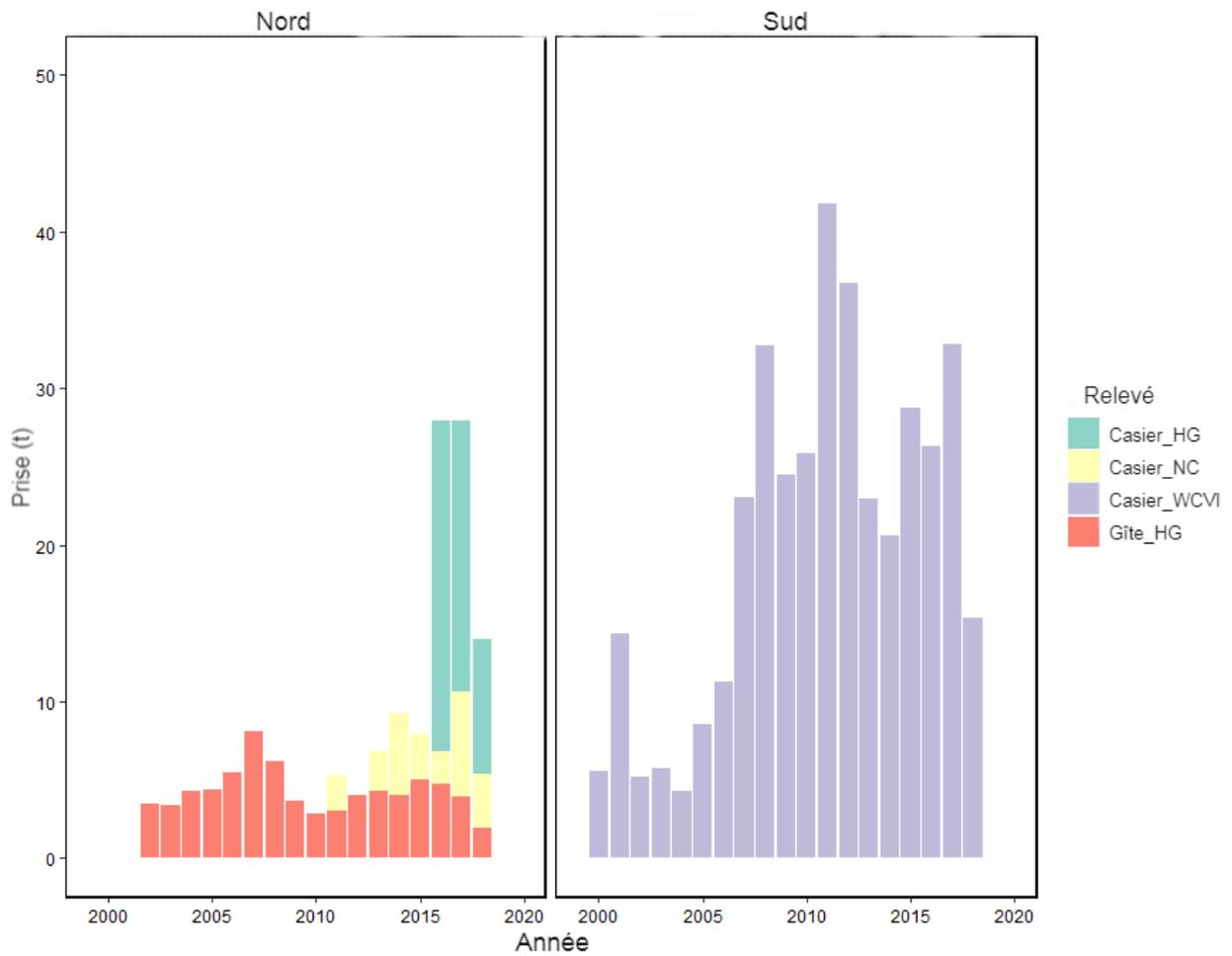


Figure B.20. Données sur les prises récréatives déclarées provenant des relevés par interrogation de pêcheurs et données provenant des données de pourvoires pour Haida Gwaii (HG), la côte nord (CN), la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) et la côte centrale (CC).

B.6 RÉFÉRENCES DE L'ANNEXE B

- Anderson, S.C., Keppel, E.A., Edwards, A.M. 2019. Synthèse des données reproductibles pour plus de 100 espèces de poissons de fond de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/041. vii + 333 p.
- Doherty, B., Benson, A.J., Cox, S.P. 2019. Data summary and review of the PHMA hard bottom longline survey in British Columbia after the first 10 years (2006-2016). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3276: ix + 75 p.
- Dykstra, C.L., van Wormer, K.L. and Ranta, A.M. 2002. 2001 standardized stock assessment survey. In Int. Pac. Halibut Comm. Report of Assessment and Research Activities 2001, 335–353.
- Dykstra, C.L., van Wormer, K.L. and Ranta, A.M. 2003. 2002 standardized stock assessment survey. In Int. Pac. Halibut Comm. Report of Assessment and Research Activities 2002, 347-364.
- Eggers, D. M., Rickard, N. A., Chapman, D. G., and Whitney, R. R. 1982. A methodology for estimating area fished for baited hooks and traps along a ground line. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 39(3):448–453.
- Haigh, R., and K.L. Yamanaka. 2011. Catch history reconstruction for rockfish (*Sebastes* spp.) caught in British Columbia coastal waters. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.
- Hanselman, D. H., Clark, W. G., Heifetz, J., & Anderl, D.M. 2012. Statistical distribution of age readings of known-age sablefish (*Anoplopoma fimbria*). Fish. Res. 131: 1-8
- Heifetz, J., Anderl, D., Maloney, N.E., Rutecki, T.L., 1999. Age validation and analysis of ageing error from marked and recaptured sablefish, *Anoplopoma fimbria*. Fish. Bull. 97, 256–263.
- Lai, H. L., and D. R. Gunderson. 1987. Effects of ageing errors on estimates of growth, mortality and yield per recruit for walleye pollock (*Theragra chalcogramma*). Fish. Res. 5:287–302.
- Lewis, D.M. 2004. West Coast Vancouver Island sport fishery creel survey statistics 2001 and historical data 1984-2000. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2639, viii + 66p.
- Monnahan, C. C. and Stewart, I. J. 2018. The effect of hook spacing on longline catch rates: Implications for catch rate standardization. Fisheries Research, 198:150–158.
- MPO. 2015. Évaluation des méthodes utilisées pour le Sondage électronique de l'effort et des prises de la pêche récréative. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/059
- Richards, L. J., J. T. Schnute, A. R. Kronlund, and R. J. Beamish. 1992. Statistical models for the analysis of ageing error. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49:1801–1815.

ANNEXE C. ANALYSES DE SENSIBILITÉ ET AJUSTEMENTS DES DONNÉES SUR LA COMPOSITION SELON L'ÂGE CONCERNANT LE MODÈLE OPÉRATIONNEL DE RÉFÉRENCE

La présente annexe décrit les analyses de sensibilité relatives au modèle opérationnel de référence pour les données d'entrée figurant dans le tableau C.1 et la sensibilité de paramètres biologiques et de gestion clés (tableau C.2). Les ajustements des données sur la composition selon l'âge concernant le modèle opérationnel de référence pour chaque année et chaque flottille sont présentés dans les figures C.1 à C.7.

Tableau C.1. Scénarios de données pour les analyses de sensibilité relatives au modèle opérationnel de référence.

Données d'entrée	Données d'entrée du modèle opérationnel de référence	Analyses de sensibilité	
		Changement des données d'entrée	Nom du scénario de sensibilité
Relevé de la IPHC			
Âge à 50 % de la sélectivité	Variables au fil du temps	Constantes au fil du temps	noTvSel
Années des indices prédits pour la zone sud	Aucune	1998 et 2000	predSudIdx
Nombre d'années minimal où on a capturé des sébastes aux yeux jaunes à une station pour que les données de celle-ci soient incluses dans les calculs de l'indice	1 an	11 ans	stnThresh11
Facteur de correction pour les années où on a observé de 20 à 24 % des hameçons (1998 à 2002 et 2013)	Aucune	Nord = 1,05 Sud = 0,98	hook20Correction
Maturité			
Proportion des individus matures selon l'âge pour $a = 1, \dots, 8$	$m_a = 0$	$m_a = \left(1 + e^{-\log_{10} \frac{a - a_{50}^{mat}}{a_{95}^{mat}}} \right)^{-1}$	noMinMatAge
Sélectivité			
Distributions <i>a priori</i> pour l'âge à 95 % de la sélectivité (a_{95}^{sel})	Aucune distribution <i>a priori</i>	$a_{95}^{sel} = N(\bar{a}_{95}^{sel}, 0,25\bar{a}_{95}^{sel})$, où $\bar{a}_{95}^{sel} = (19, 19, 25, 26, 24)$ pour la pêche au chalut et la pêche aux lignes, et les relevés de la PHMA_N, PHMA_S et IPHC	selPriorCV25
Données sur la composition selon l'âge			

Données d'entrée	Données d'entrée du modèle opérationnel de référence	Analyses de sensibilité	
		Changement des données d'entrée	Nom du scénario de sensibilité
Données normalisées sur la composition selon l'âge pour la pêche commerciale à la palangre	Non normalisées	Normalisées par zone	stdAgeComps
Vraisemblances des données pondérées sur la composition selon l'âge	100 %	25 %	ageLikWt25
Sénescence			
Mortalité naturelle (M_{sen}) pour le groupe « plus » (A = 65+)	Aucune M_{sen}	$M_{sen} = 0,08 \text{ année}^{-1}$	Msen08

Tableau C.2. Estimations des paramètres biologiques et des points de référence en matière de gestion pour les analyses de sensibilité du modèle opérationnel de référence. Les valeurs de biomasse et du MSY sont données en kt.

Scénario de modèles opérationnels	Stock	Biomasse à un taux d'exploitation nul (kt)	Mortalité naturelle (année ⁻¹)	Taux de variation du recrutement (h)	État actuel				
					B_{MSY}	F_{MSY}	B_{2018}	B_{2018}/B_0	B_{2018}/B_{MSY}
baseMO	Zone septentrionale	14,2	0,039	0,77	0,053	0,21	4,5	0,31	1,23
	Zone méridionale	10,8	0,038	0,77	0,052	0,16	3,3	0,30	1,18
noTvSel	Zone septentrionale	14,8	0,039	0,73	0,048	0,21	5,3	0,36	1,32
	Zone méridionale	11,7	0,038	0,73	0,047	0,16	4,5	0,39	1,42
predSudIdx	Zone septentrionale	14,2	0,039	0,77	0,053	0,21	4,4	0,31	1,21
	Zone méridionale	10,7	0,038	0,77	0,051	0,16	3,1	0,29	1,11
stnThresh11	Zone septentrionale	14,2	0,039	0,77	0,053	0,21	4,5	0,32	1,24
	Zone méridionale	10,8	0,038	0,77	0,052	0,16	3,2	0,30	1,17
hook20Correction	Zone septentrionale	14,3	0,039	0,77	0,053	0,22	4,6	0,32	1,26
	Zone méridionale	10,8	0,038	0,77	0,052	0,16	3,3	0,30	1,18
noMinMatAge	Zone septentrionale	14,3	0,039	0,77	0,054	0,22	4,6	0,32	1,24
	Zone méridionale	10,9	0,038	0,77	0,053	0,16	3,3	0,31	1,18
selPriorCV25	Zone septentrionale	14,3	0,039	0,77	0,054	0,22	4,6	0,32	1,27
	Zone méridionale	10,9	0,038	0,77	0,052	0,16	3,3	0,31	1,20
stdAgeComps	Zone septentrionale	14,1	0,039	0,77	0,053	0,21	4,4	0,31	1,22
	Zone méridionale	10,7	0,038	0,77	0,051	0,16	3,1	0,29	1,14
ageLikWt25	Zone septentrionale	13,6	0,036	0,73	0,044	0,18	3,8	0,28	1,04
	Zone méridionale	9,8	0,035	0,73	0,043	0,13	1,8	0,19	0,69
Msen08	Zone septentrionale	14,3	0,035	0,73	0,049	0,23	4,9	0,34	1,17
	Zone méridionale	11,0	0,035	0,73	0,048	0,17	3,9	0,35	1,20

PHMA_N

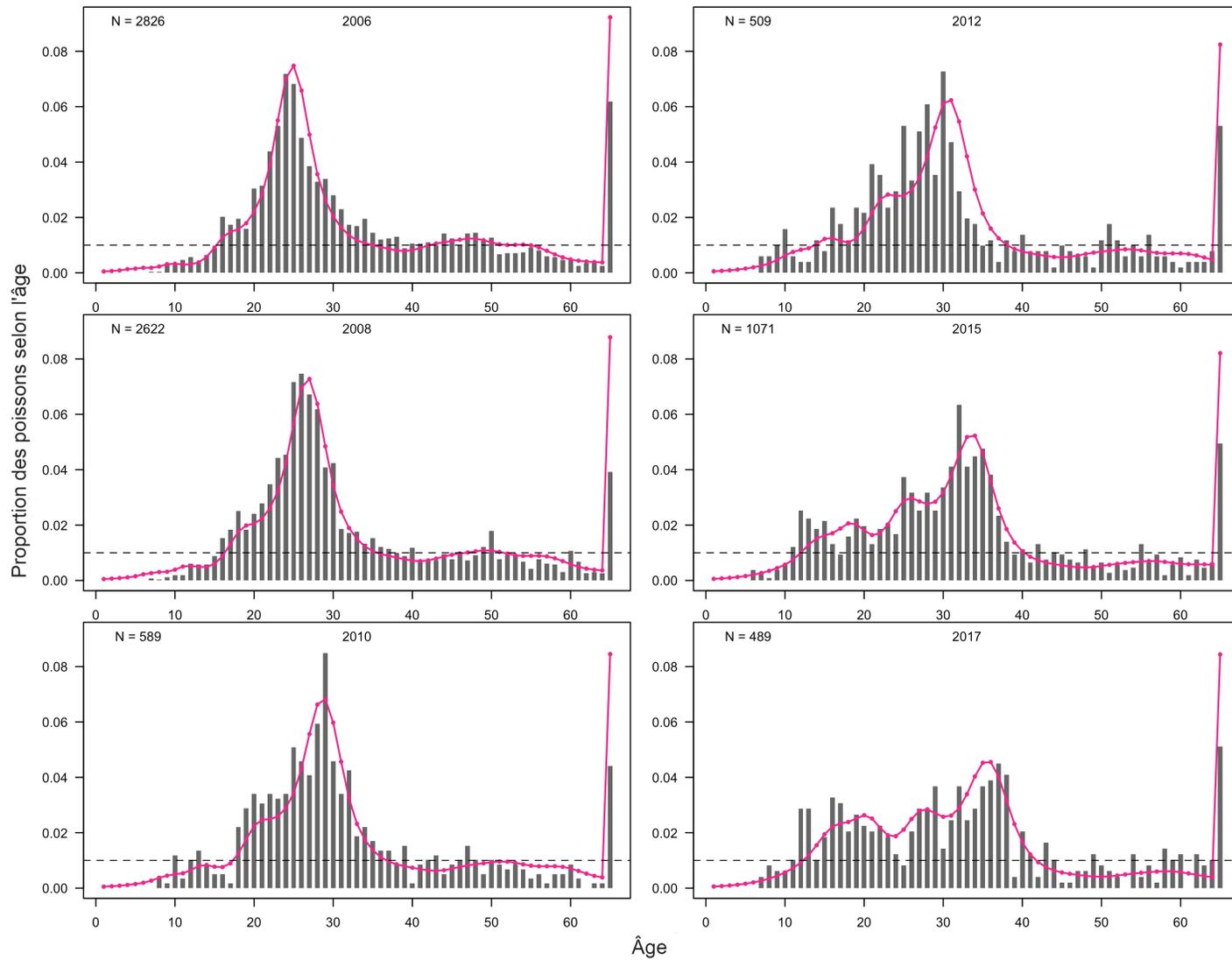


Figure C.1. Données prédites (ligne pleine) et observées (barres grises) sur la composition du stock de la zone septentrionale selon l'âge pour le relevé PHMA_N, par année.

PHMA_S

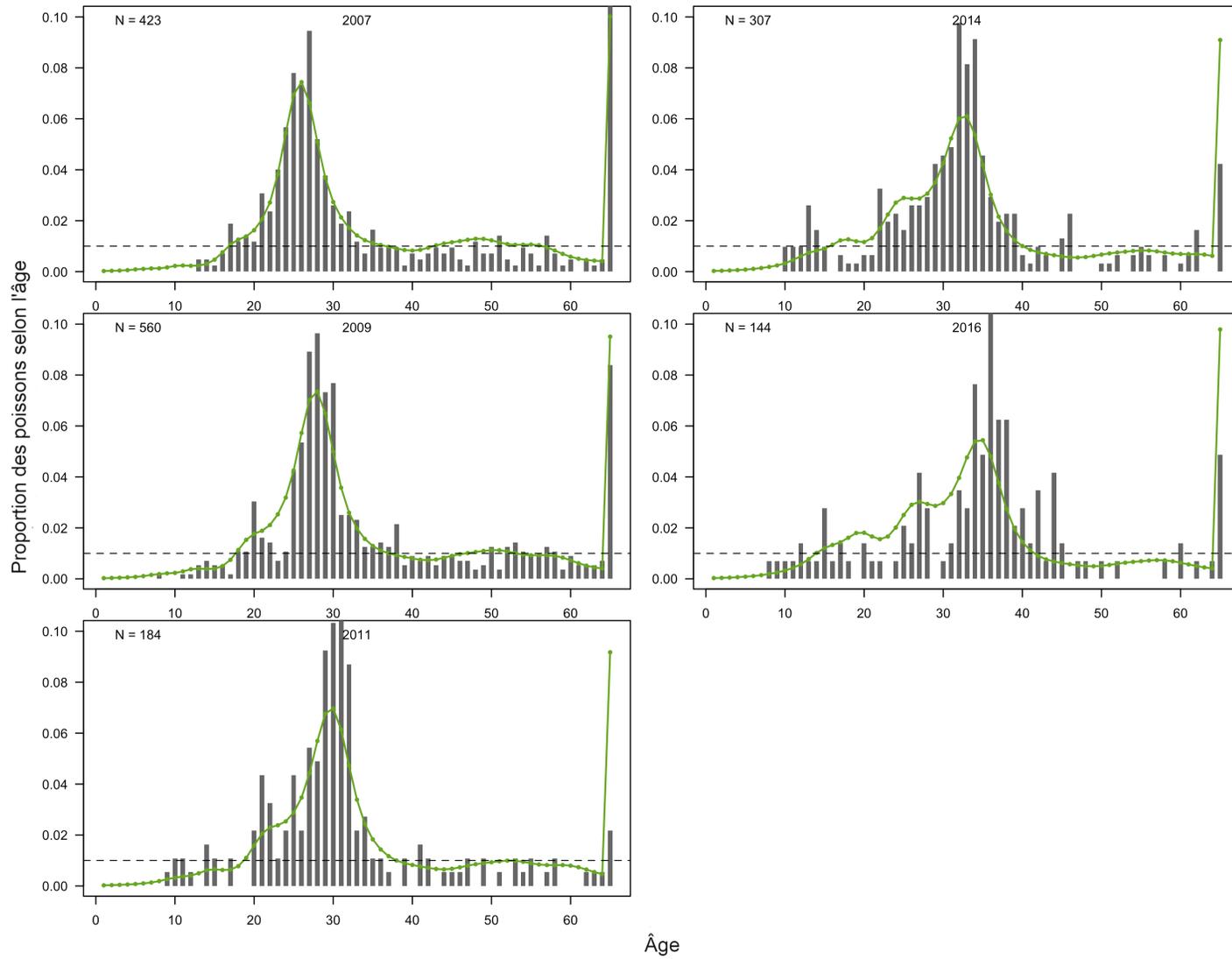


Figure C.2. Données prédites (ligne pleine) et observées (barres grises) sur la composition du stock de la zone septentrionale selon l'âge pour le relevé PHMA_BRC, par année.

IPHC

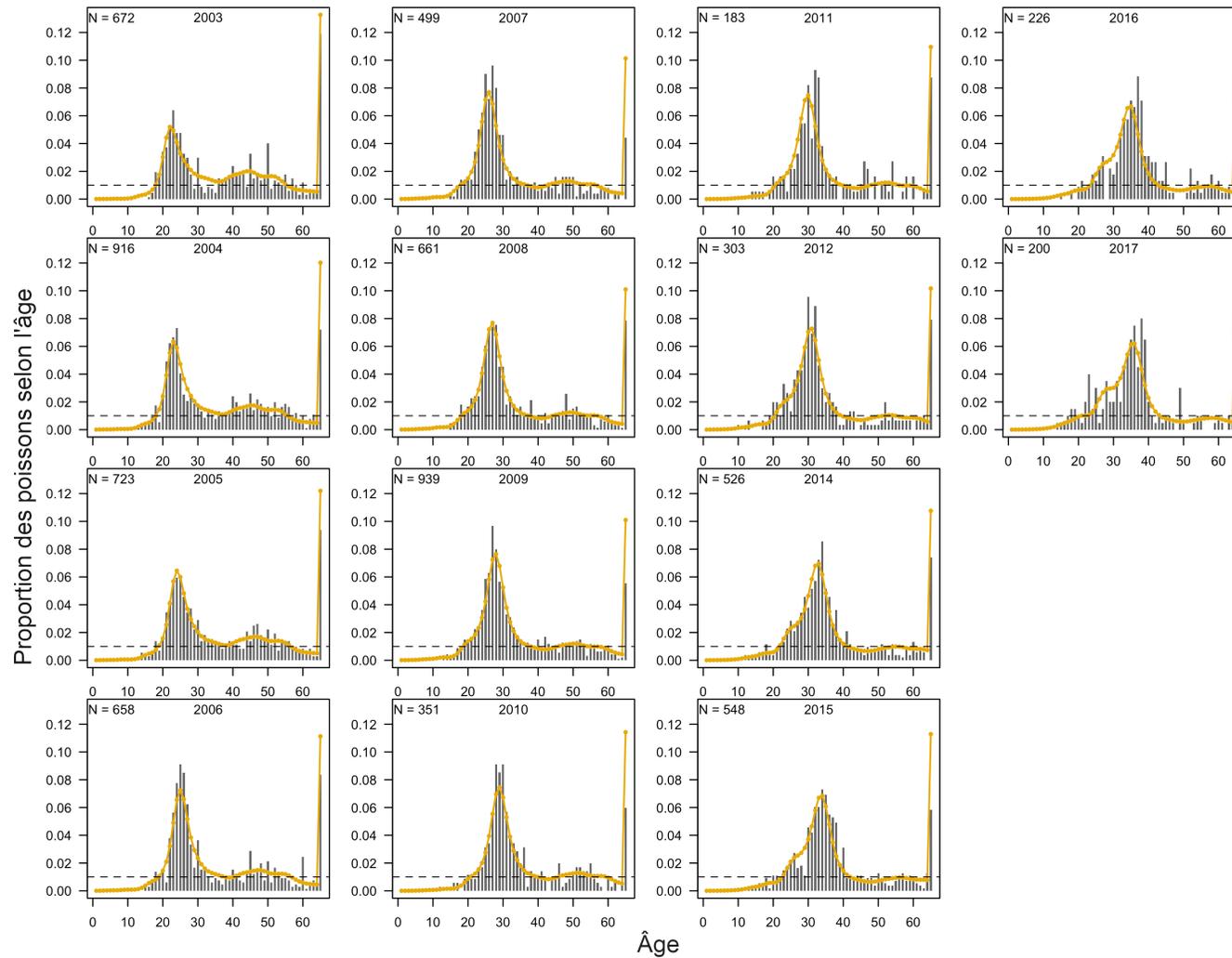


Figure C.3. Données prédites (ligne pleine) et observées (barres grises) sur la composition du stock de la zone septentrionale selon l'âge pour le relevé de la IPHC, par année.

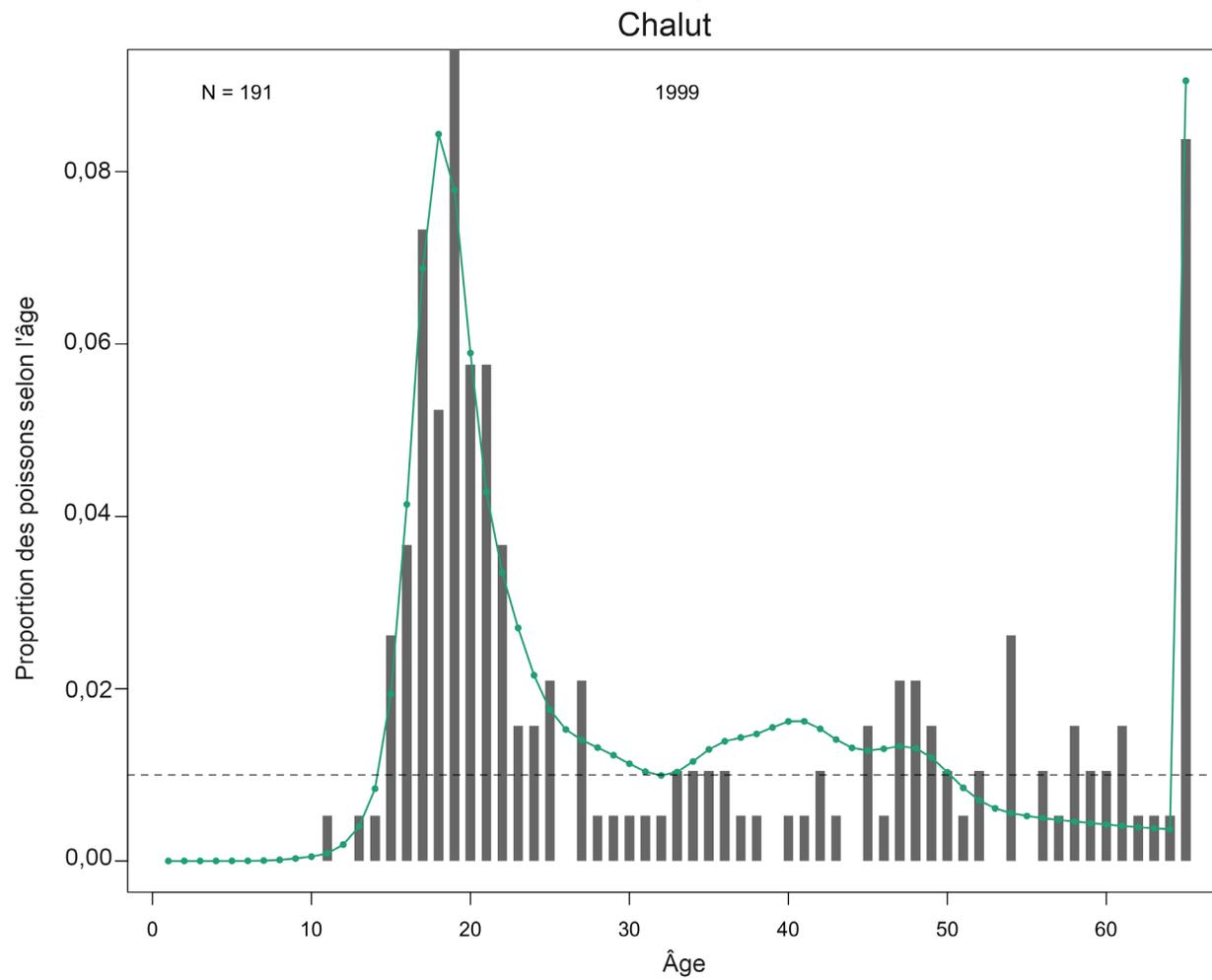


Figure C.4. Données prédites (ligne pleine) et observées (barres grises) sur la composition du stock de la zone septentrionale selon l'âge pour la flottille de pêche au chalut, par année.

PHMA_S

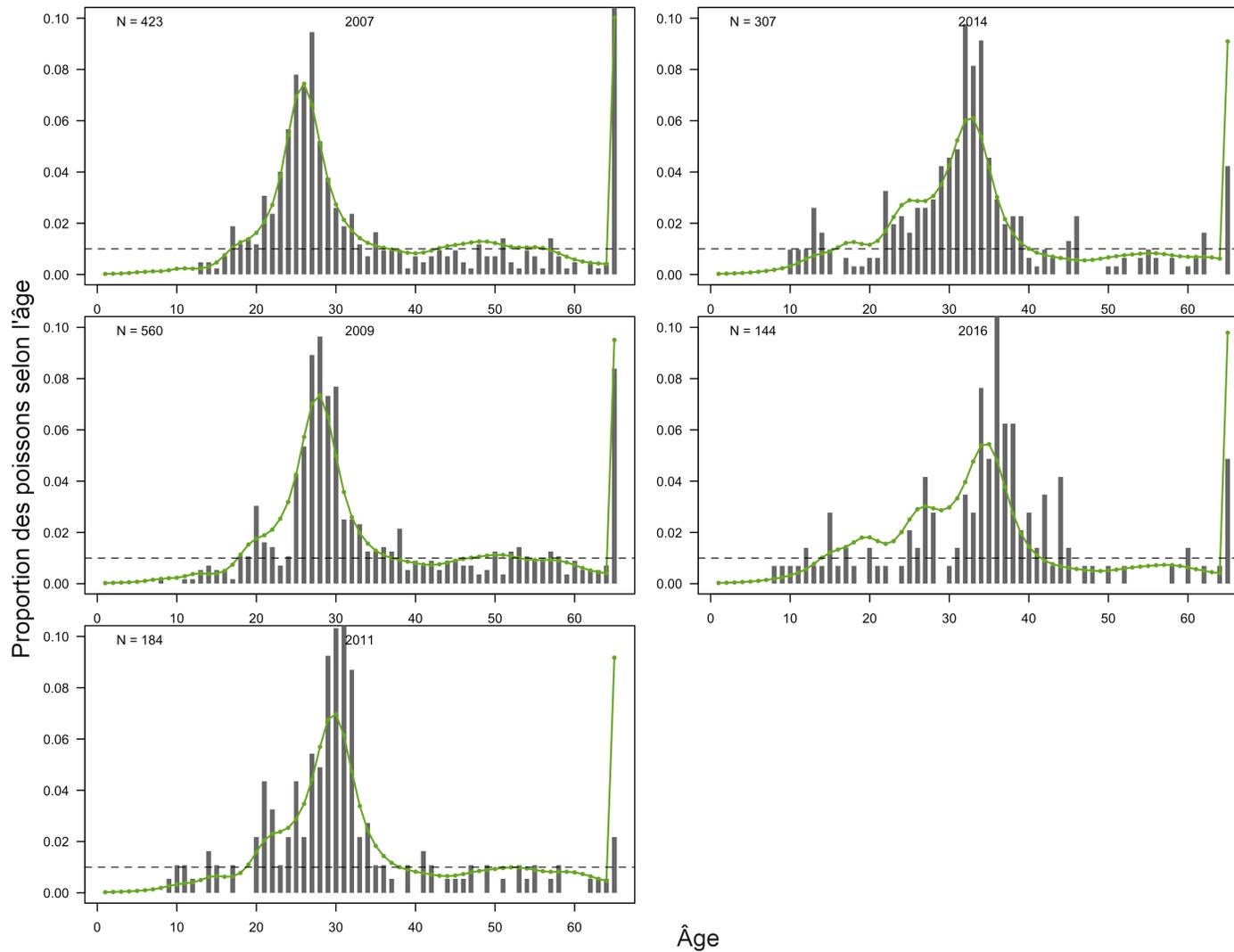


Figure C.5. Données prédites (ligne pleine) et observées (barres grises) sur la composition du stock de la zone méridionale selon l'âge pour le relevé PHMA_S, par année.

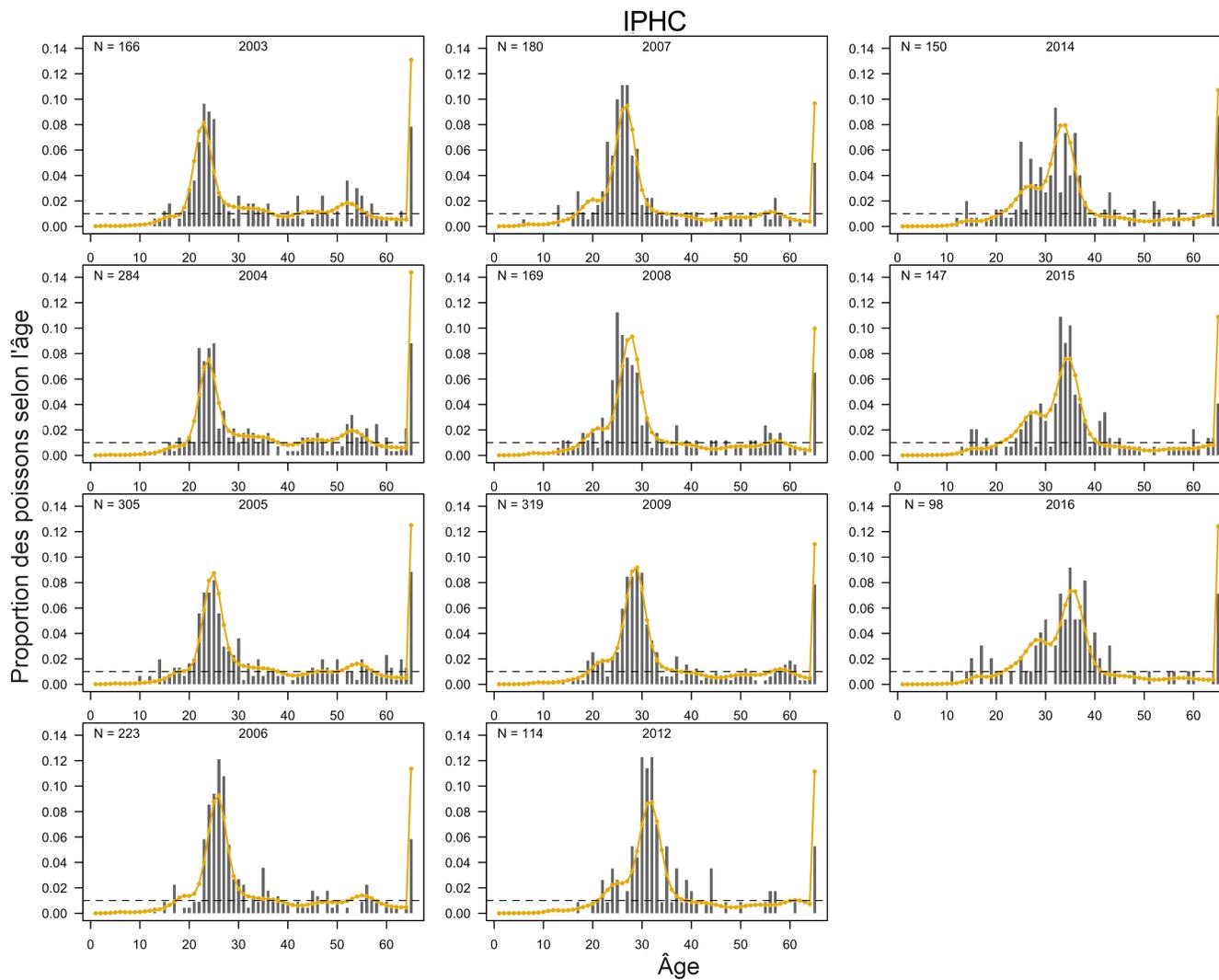


Figure C.6. Données prédites (ligne pleine) et observées (barres grises) sur la composition du stock de la zone méridionale selon l'âge pour le relevé de la IPHC, par année.

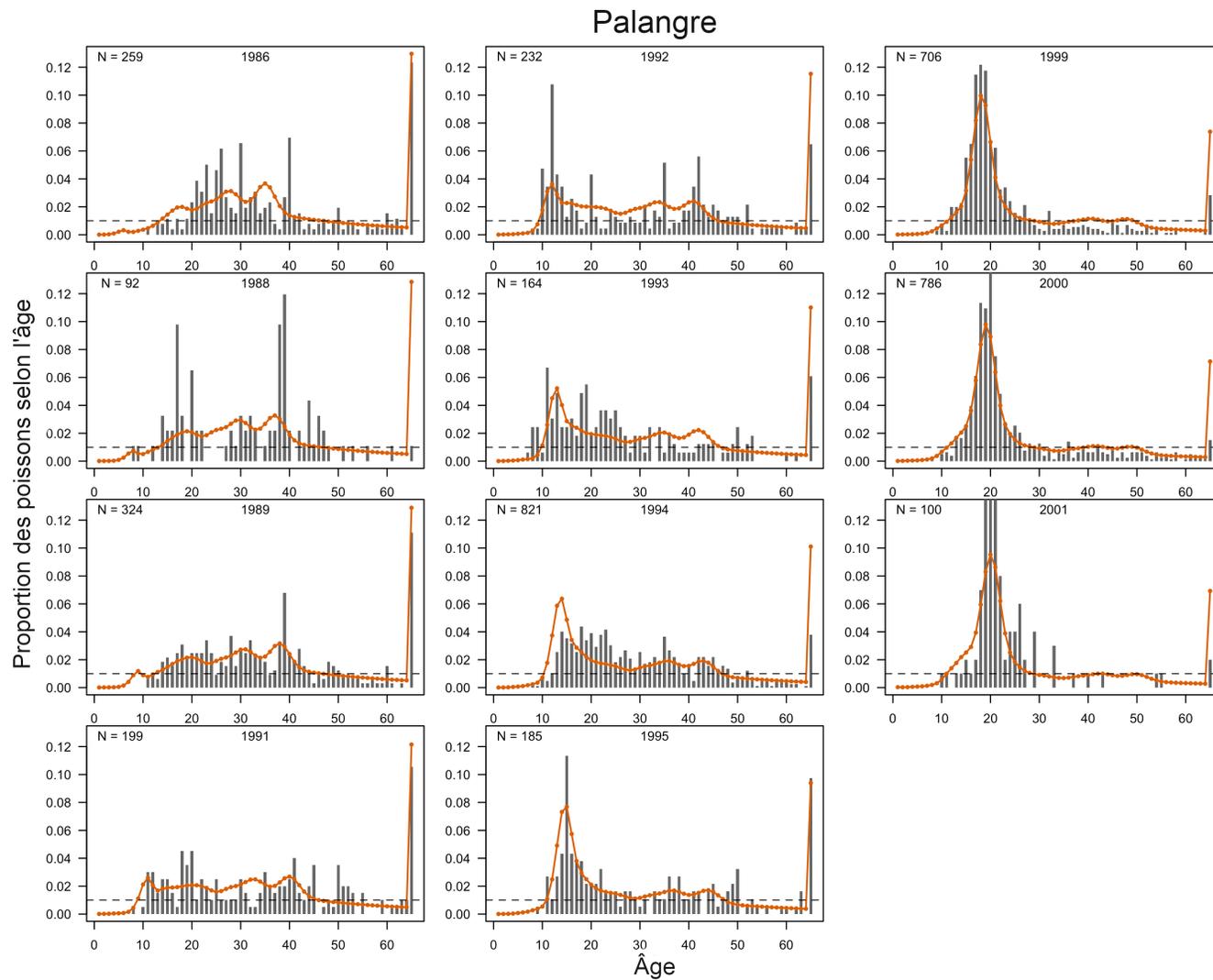


Figure C.7. Données prédites (ligne pleine) et observées (barres grises) sur la composition du stock de la zone à l'échelle de la côte selon l'âge pour la flottille de pêche aux lignes, par année.

ANNEXE D. RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION POUR CHAQUE MODÈLE OPÉRATIONNEL

La présente section comporte des tableaux des mesures de rendement (tableaux D.1 à D.8) pour toutes les procédures de gestion mises à l'essai pour chacun des quatre modèles opérationnels pour la zone septentrionale (base_Nord, mo2_Nord, mo3_Nord et mo4_Nord) et la zone méridionale (base_Sud, mo2_Sud, mo3_Sud et mo4_Sud). Les distributions de la diminution de la biomasse féconde et des prises projetées sont présentées dans les figures D.1 à D.8 pour cinq des procédures de gestion choisies (sp, caa, caaSmuv, idx et idxSmuv).

Tableau D.1. Rendement des procédures de gestion pour le modèle opérationnel **base Nord**.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement							
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)		
	P($B_{2076} > PRL$)	P($B_{2029} < B_{2020}$)	B_{2076}/B_0	B_{2076}/B_{MSY}	P(> 62 t)	Médiane (t)	AAV	P(> 62 t)	Médiane (t)	AAV
sp	1	0	0,54	1,93	0,23	47	40	0,38	58	36
sp_2xRec	1	0	0,51	1,79	0,28	51	42	0,42	64	39
caa	1	0,43	0,35	1,24	1	191	13	1	195	7
caa_Smuv	1	0,43	0,34	1,19	1	182	15	1	197	7
caa_2xFSC	1	0,54	0,34	1,20	1	200	13	1	203	7
caa_2xRec	1	0,69	0,31	1,11	1	217	14	1	220	8
idx	1	0,39	0,41	1,46	1	188	22	0,99	187	19
idxSmuv	1	0,14	0,33	1,16	1	162	16	1	167	12
idx_2xFSC	1	0,60	0,39	1,36	1	213	22	1	209	18
idx_2xRec	1	0,83	0,34	1,21	1	261	24	1	254	20
idx_2020	1	0	0,44	1,56	0,96	99	15	0,96	109	15
idx_dec100	1	0,39	0,41	1,46	1	188	22	0,99	187	19
idxFlr	1	0,39	0,41	1,46	1	188	22	1	187	19

Tableau D.2. Rendement des procédures de gestion pour le modèle opérationnel **mo2 Nord**.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement							
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)		
	$P(B_{2076} > PRL)$	$P(B_{2029} < B_{2020})$	B_{2076}/B_0	B_{2076}/B_{MSY}	$P(> 62 \text{ t})$	Médiane (t)	AAV	$P(> 62 \text{ t})$	Médiane (t)	AAV
sp	1	0	0,71	2,42	0,24	45	42	0,34	57	39
sp_2xRec	1	0	0,69	2,33	0,28	49	46	0,4	62	43
caa	1	0,46	0,53	1,81	1	191	13	1	195	7
caa_Smuv	1	0,46	0,52	1,76	1	181	15	1	196	7
caa_2xFSC	1	0,55	0,52	1,77	1	200	13	1	203	7
caa_2xRec	1	0,71	0,50	1,69	1	217	14	1	219	8
idx	1	0,40	0,58	1,97	1	192	20	1	196	18
idxSmuv	1	0,21	0,50	1,70	1	162	15	1	174	11
idx_2xFSC	1	0,67	0,55	1,87	1	216	19	1	222	18
idx_2xRec	1	0,92	0,50	1,70	1	266	22	1	274	20
idx_2020	1	0	0,62	2,11	0,97	99	13	0,96	108	15
idx_dec100	1	0,40	0,58	1,97	1	192	20	1	196	18
idxFlr	1	0,40	0,58	1,97	1	192	20	1	196	18

Tableau D.3. Rendement des procédures de gestion pour le modèle opérationnel **mo3 Nord**.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement							
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)		
	P($B_{2076} > PRL$)	P($B_{2029} < B_{2020}$)	B_{2076}/B_0	B_{2076}/B_{MSY}	P(> 62 t)	Médiane (t)	AAV	P(> 62 t)	Médiane (t)	AAV
sp	1	0	0,51	1,64	0,18	37	50	0,34	54	40
sp_2xRec	1	0	0,48	1,56	0,21	40	53	0,37	59	44
caa	1	0,15	0,33	1,08	1	189	13	1	193	7
caa_Smuv	1	0,14	0,32	1,04	1	181	15	1	194	7
caa_2xFSC	1	0,27	0,32	1,04	1	198	12	1	201	7
caa_2xRec	1	0,51	0,30	0,97	1	215	13	1	217	8
idx	1	0,23	0,37	1,20	1	190	20	1	194	18
idxSmuv	1	0,05	0,30	0,96	1	163	15	1	177	11
idx_2xFSC	1	0,52	0,35	1,11	1	214	19	1	219	18
idx_2xRec	1	0,90	0,31	0,99	1	263	21	1	265	20
idx_2020	1	0	0,41	1,33	0,96	96	13	0,97	107	14
idx_dec100	1	0,23	0,37	1,20	1	190	20	1	194	18
idxFlr	1	0,23	0,37	1,20	1	190	20	1	194	18

Tableau D.4. Rendement des procédures de gestion pour le modèle opérationnel **mo4 Nord**.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement							
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)		
	P($B_{2076} > PRL$)	P($B_{2029} < B_{2020}$)	B_{2076}/B_0	B_{2076}/B_{MSY}	P(> 62 t)	Médiane (t)	AAV	P(> 62 t)	Médiane (t)	AAV
sp	1	0	0,44	1,51	0,11	33	57	0,19	42	47
sp_2xRec	1	0	0,42	1,46	0,14	35	62	0,24	45	50
caa	1	1	0,26	0,90	1	187	13	1	187	7
caa_Smuv	1	1	0,26	0,89	1	179	14	1	189	7
caa_2xFSC	1	1	0,25	0,88	1	196	12	1	194	7
caa_2xRec	1	1	0,25	0,86	1	212	13	1	209	8
idx	1	0,80	0,38	1,33	0,98	166	25	0,98	154	23
idxSmuv	1	0,88	0,19	0,66	1	159	17	1	157	13
idx_2xFSC	1	0,90	0,35	1,21	0,99	188	24	0,98	172	22
idx_2xRec	1	0,98	0,32	1,12	0,99	227	26	0,98	201	24
idx_2020	1	0,03	0,42	1,44	0,82	83	15	0,82	89	17
idx_dec100	1	0,80	0,38	1,33	0,98	166	25	0,98	154	23
idxFlr	1	0,81	0,35	1,21	0,99	166	25	0,98	154	23

Tableau D.5. Rendement des procédures de gestion pour le modèle opérationnel **base Sud**.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement							
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)		
	P($B_{2076} > PRL$)	P($B_{2029} < B_{2020}$)	B_{2076}/B_0	B_{2076}/B_{MSY}	P(> 38 t)	Médiane (t)	AAV	P(> 38 t)	Médiane (t)	AAV
sp	1	0	0,46	1,63	0,47	40	32	0,69	60	29
sp_2xRec	1	0	0,39	1,36	0,53	47	42	0,73	73	36
caa	1	0,17	0,34	1,21	1	147	16	1	155	8
caa_Smuv	1	0,18	0,32	1,14	1	138	19	1	157	9
caa_2xFSC	1	0,31	0,33	1,15	1	155	15	1	163	8
caa_2xRec	1	0,76	0,27	0,96	1	188	18	1	195	10
idx	1	0,01	0,6	2,09	1	107	26	0,98	108	23
idxSmuv	1	0	0,5	1,76	1	100	19	1	106	14
idx_2xFSC	1	0,08	0,55	1,94	1	130	23	0,99	131	21
idx_2xRec	1	0,76	0,46	1,62	1	200	26	0,98	204	24
idx_2020	1	0	0,67	2,34	0,9	53	17	0,89	55	18
idx_dec100	1	0,01	0,6	2,09	1	107	26	0,98	108	23
idxFlr	1	0,01	0,57	1,99	1	107	26	1	108	23

Tableau D.6. Rendement des procédures de gestion pour le modèle opérationnel **mo2 Sud**.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement							
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)		
	P(B ₂₀₇₆ > PRL)	P(B ₂₀₂₉ < B ₂₀₂₀)	B ₂₀₇₆ /B ₀	B ₂₀₇₆ /B _{M_{SY}}	P(> 38 t)	Médiane (t)	AAV	P(> 38 t)	Médiane (t)	AAV
sp	1	0	0,53	1,77	0,46	39	34	0,61	53	32
sp_2xRec	1	0	0,47	1,56	0,53	47	43	0,67	64	39
caa	1	0,42	0,44	1,47	1	145	16	1	153	8
caa_Smuv	1	0,45	0,42	1,40	1	137	19	1	155	9
caa_2xFSC	1	0,57	0,42	1,41	1	154	15	1	161	8
caa_2xRec	1	0,97	0,37	1,24	1	186	18	1	193	10
idx	1	0,03	0,67	2,23	0,98	99	28	0,96	99	24
idxSmuv	1	0	0,57	1,90	1	99	19	1	104	14
idx_2xFSC	1	0,11	0,62	2,07	0,98	120	23	0,98	122	21
idx_2xRec	1	0,75	0,56	1,85	0,98	183	25	0,97	189	24
idx_2020	1	0	0,72	2,40	0,84	49	18	0,82	50	20
idx_dec100	1	0,03	0,67	2,23	0,98	99	28	0,96	99	24
idxFlr	1	0,03	0,64	2,11	1	99	28	1	99	24

Tableau D.7. Rendement des procédures de gestion pour le modèle opérationnel **mo3 Sud**.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement							
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)		
	P(B ₂₀₇₆ > PRL)	P(B ₂₀₂₉ < B ₂₀₂₀)	B ₂₀₇₆ /B ₀	B ₂₀₇₆ /B _{M_{SY}}	P(> 38 t)	Médiane (t)	AAV	P(> 38 t)	Médiane (t)	AAV
sp	1	0	0,32	1,01	0,45	38	32	0,66	56	30
sp_2xRec	1	0	0,25	0,78	0,5	44	42	0,69	68	36
caa	1	0,77	0,2	0,62	1	145	16	1	153	8
caa_Smuv	1	0,81	0,18	0,56	1	137	19	1	156	9
caa_2xFSC	1	0,96	0,18	0,56	1	154	15	1	161	8
caa_2xRec	1	1	0,14	0,45	1	186	18	1	192	10
idx	1	0,06	0,42	1,33	0,99	101	26	0,98	103	24
idxSmuv	1	0	0,33	1,05	1	100	18	1	106	14
idx_2xFSC	1	0,26	0,37	1,16	0,99	122	22	0,99	126	21
idx_2xRec	1	0,88	0,29	0,92	0,99	185	24	0,98	187	25
idx_2020	1	0	0,51	1,62	0,88	50	18	0,87	53	19
idx_dec100	1	0,06	0,42	1,33	0,99	101	26	0,98	103	24
idxFlr	1	0,06	0,4	1,26	1	101	26	1	103	24

Tableau D.8. Rendement des procédures de gestion pour le modèle opérationnel **mo4 Sud**.

Procédure de gestion	Objectifs de conservation		Autres mesures de rendement							
	1	2	Diminution à long terme		Prises à court terme (5 ans)			Prises à moyen terme (10 ans)		
	P(B ₂₀₇₆ > PRL)	P(B ₂₀₂₉ < B ₂₀₂₀)	B ₂₀₇₆ /B ₀	B ₂₀₇₆ /B _{M_{SY}}	P(> 38 t)	Médiane (t)	AAV	P(> 38 t)	Médiane (t)	AAV
sp	1	0	0,30	1,02	0,32	31	38	0,56	49	32
sp_2xRec	1	0	0,24	0,82	0,39	35	46	0,62	58	39
caa	1	1	0,20	0,68	1	145	16	1	150	8
caa_Smuv	1	1	0,19	0,66	1	137	18	1	152	9
caa_2xFSC	1	1	0,19	0,64	1	153	15	1	158	8
caa_2xRec	1	1	0,18	0,60	1	185	17	1	188	10
idx	1	0,17	0,45	1,54	1	98	27	0,99	96	22
idxSmuv	1	0,17	0,32	1,11	1	98	19	1	102	14
idx_2xFSC	1	0,54	0,39	1,33	1	119	24	0,99	116	21
idx_2xRec	1	0,96	0,31	1,06	1	177	25	0,98	172	25
idx_2020	1	0	0,54	1,86	0,85	48	18	0,85	50	17
idx_dec100	1	0,17	0,45	1,54	1	98	27	0,99	96	22
idxFlr	1	0,17	0,41	1,41	1	98	27	1	96	22

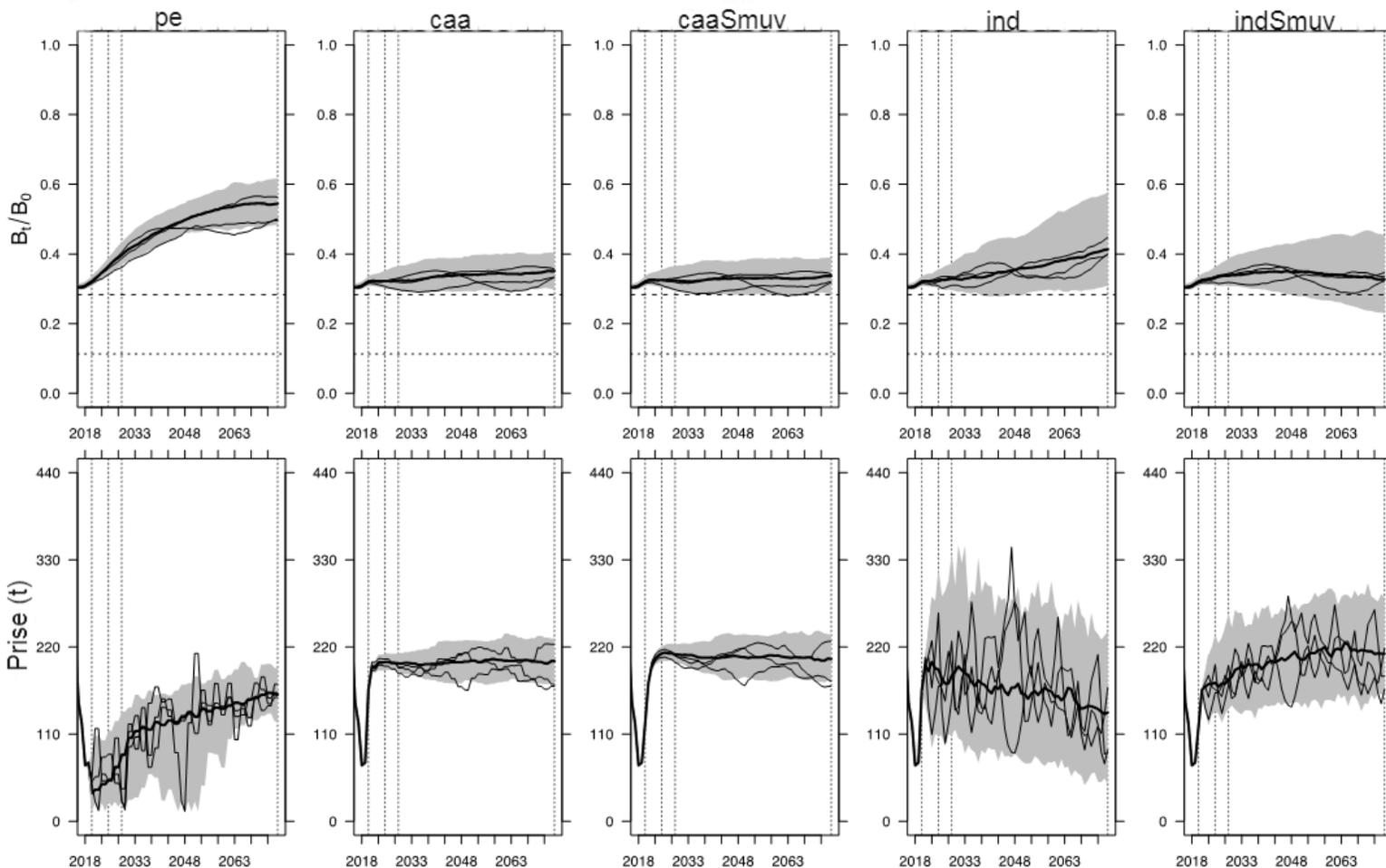


Figure D.1. Distributions des projections pour la diminution de la biomasse féconde du modèle opérationnel (c.-à-d. BF_i/BF_0) (graphiques du haut) et la mortalité totale du sébaste aux yeux jaunes (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées (sp, caa, caa_Smuv, idx et idxSmuv) pour le modèle opérationnel **base Nord**. Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent les points de référence limite de la biomasse, soit $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

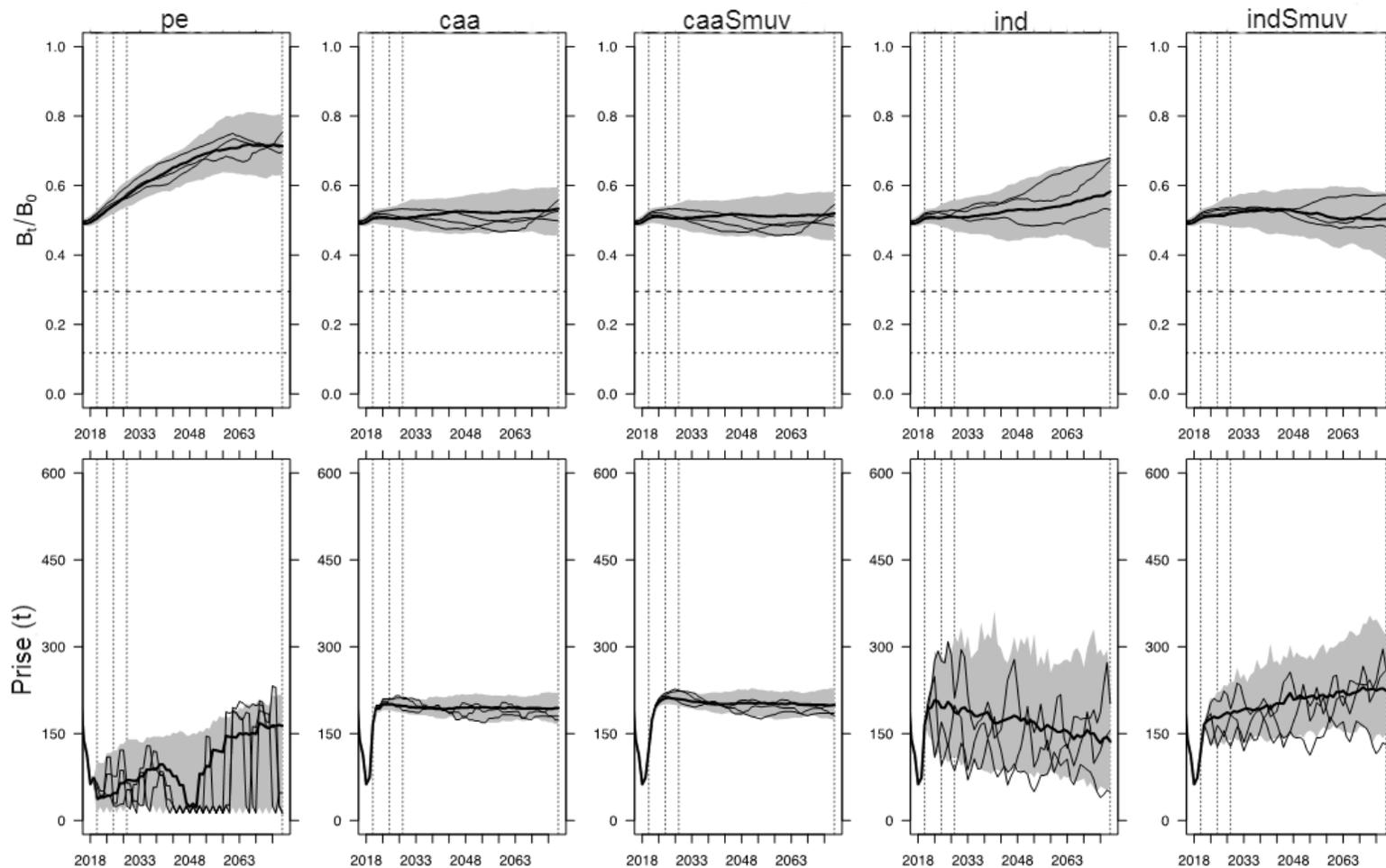


Figure D.2. Distributions des projections pour la diminution de la biomasse féconde du modèle opérationnel (c.-à-d. B_t/B_0) (graphiques du haut) et la mortalité totale du sébaste aux yeux jaunes (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées (sp, caa, caa_Smuv, idx et idxSmuv) pour le modèle opérationnel **mo2 Nord**. Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent les points de référence limite de la biomasse, soit $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

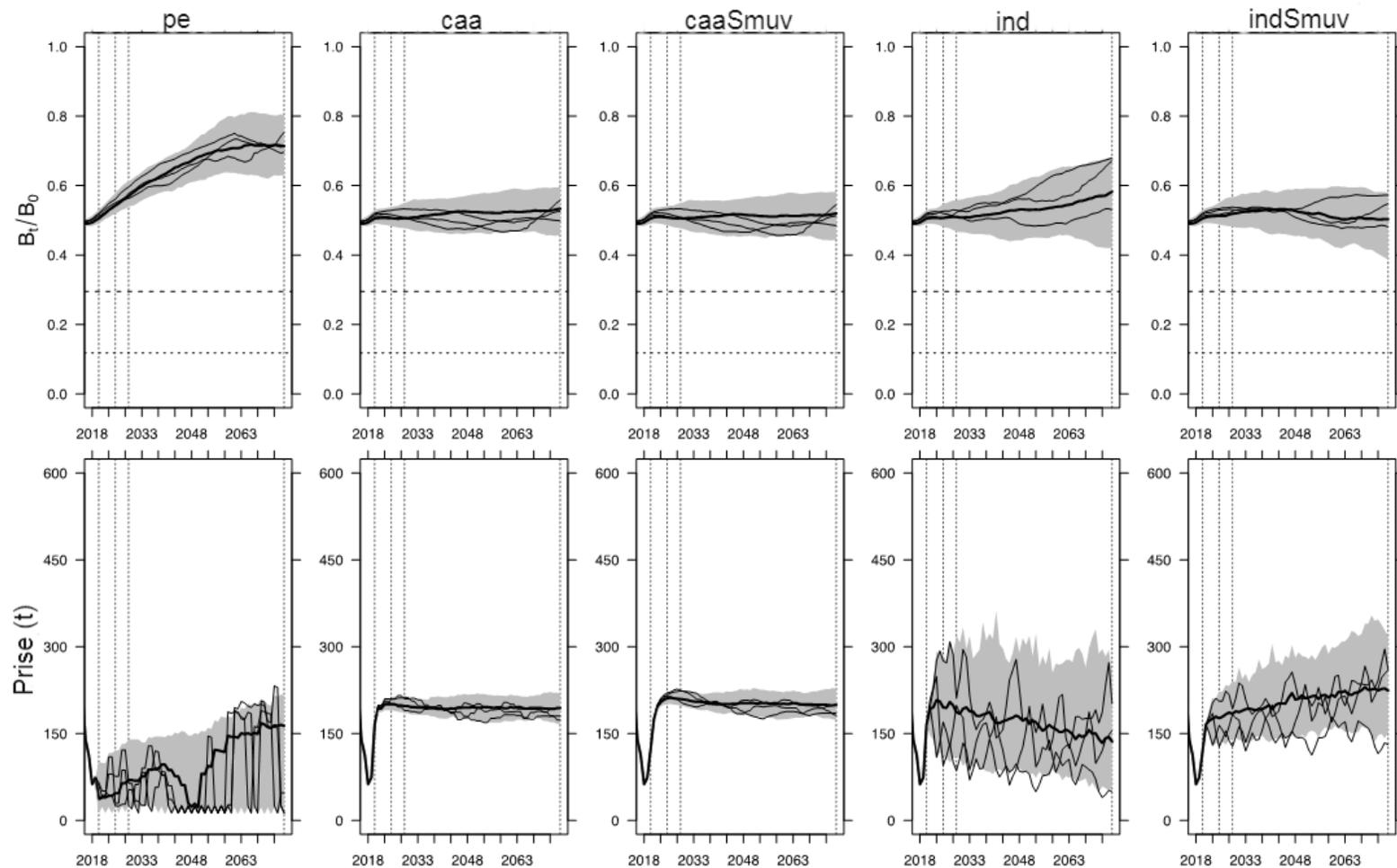


Figure D.3. Distributions des projections pour la diminution de la biomasse féconde du modèle opérationnel (c.-à-d. B_t/B_0) (graphiques du haut) et la mortalité totale du sébaste aux yeux jaunes (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées (*sp*, *caa*, *caa_Smuv*, *idx* et *idxSmuv*) pour le modèle opérationnel **mo3 Nord**. Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent les points de référence limite de la biomasse, soit $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

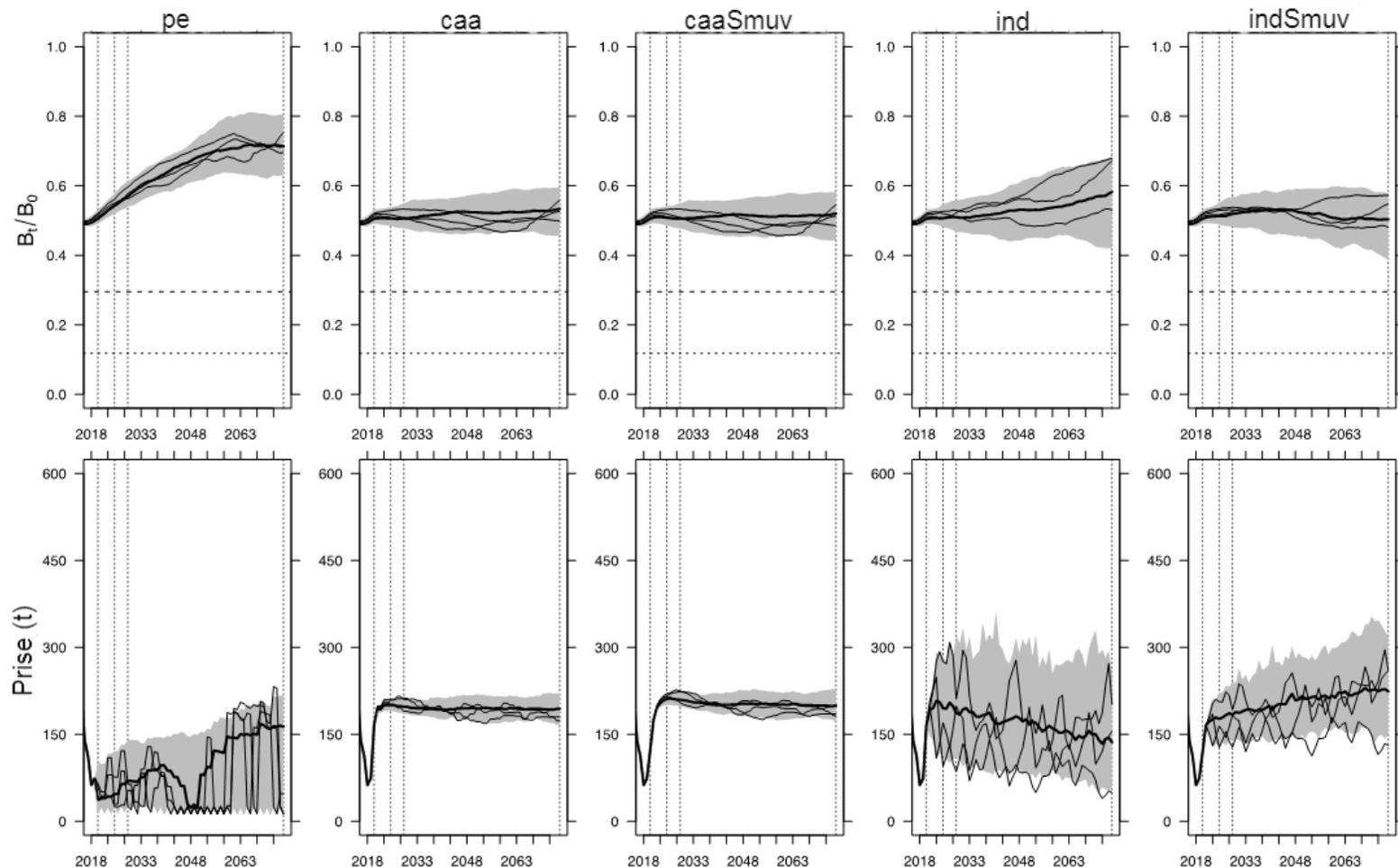


Figure D.4. Distributions des projections pour la diminution de la biomasse féconde du modèle opérationnel (c.-à-d. B_t/B_0) (graphiques du haut) et la mortalité totale du sébaste aux yeux jaunes (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées (*sp*, *caa*, *caa_Smuv*, *idx* et *idxSmuv*) pour le modèle opérationnel **mo4 Nord**. Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent les points de référence limite de la biomasse, soit $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

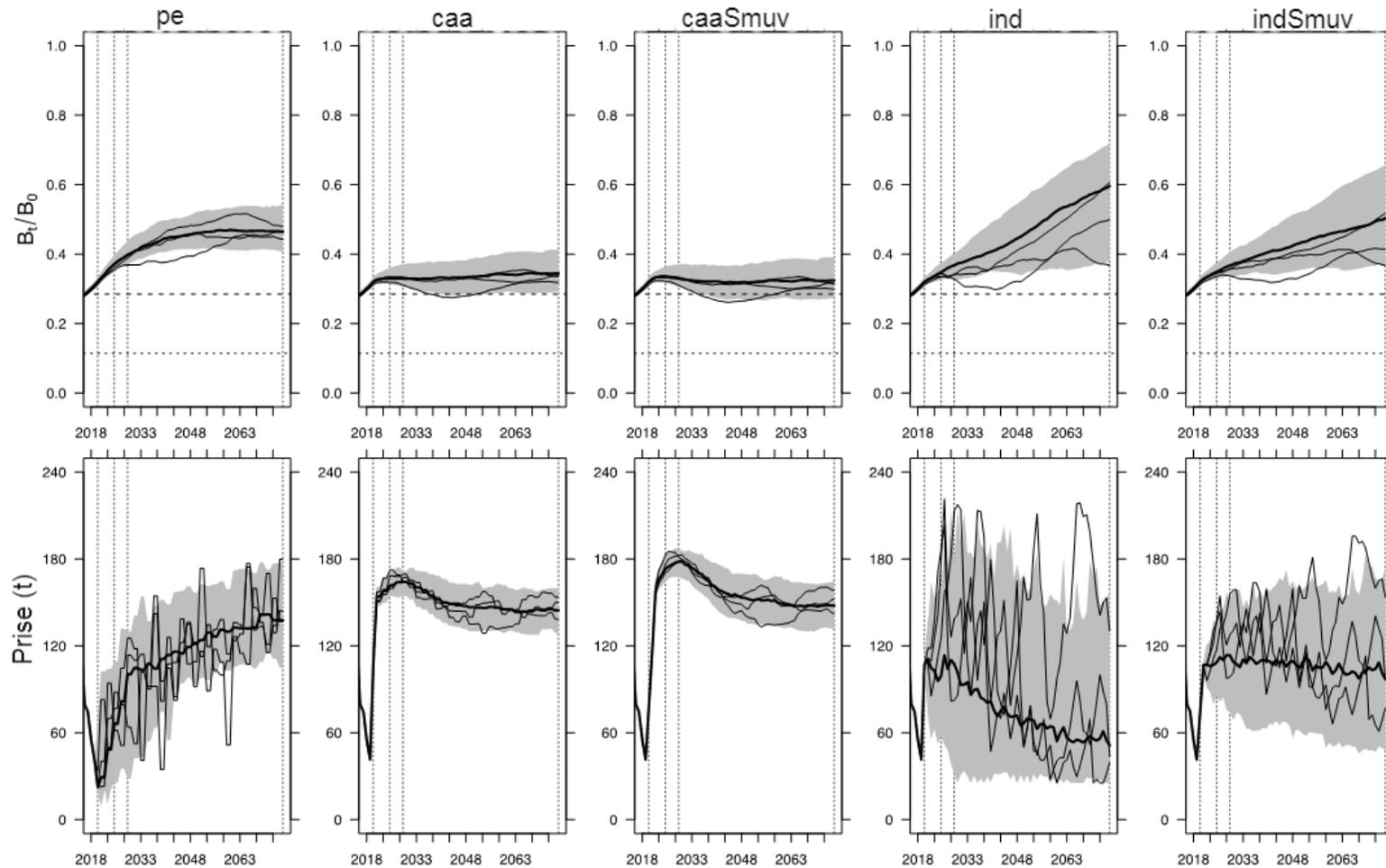


Figure D.5. Distributions des projections pour la diminution de la biomasse féconde du modèle opérationnel (c.-à-d. B_t/B_0) (graphiques du haut) et la mortalité totale du sébaste aux yeux jaunes (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées (sp, caa, caa_Smuv, idx et idxSmuv) pour le modèle opérationnel **base Sud**. Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent les points de référence limite de la biomasse, soit $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

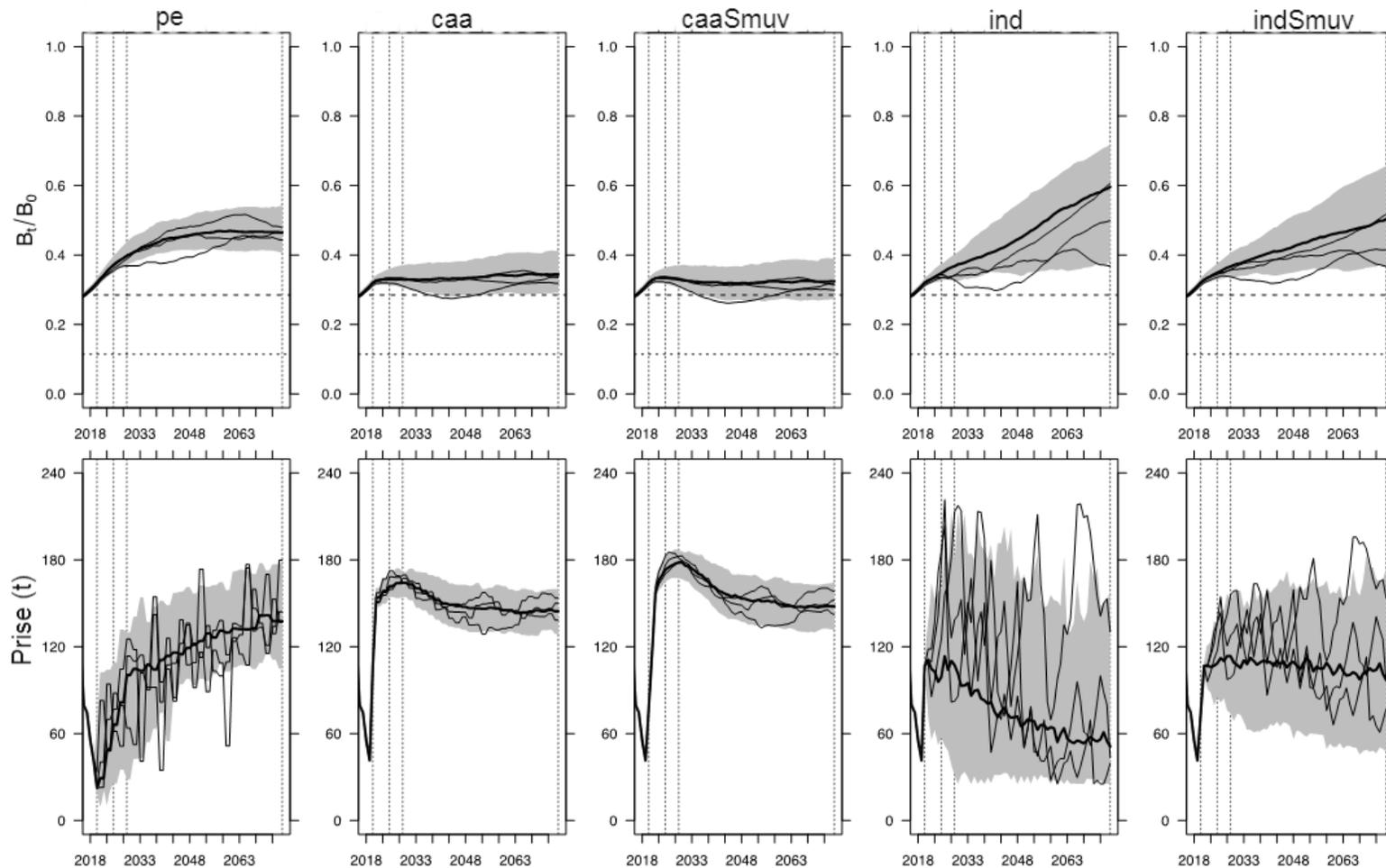


Figure D.6. Distributions des projections pour la diminution de la biomasse féconde du modèle opérationnel (c.-à-d. B_t/B_0) (graphiques du haut) et la mortalité totale du sébaste aux yeux jaune (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées (*sp*, *caa*, *caa_Smuv*, *idx* et *idxSmuv*) pour le modèle opérationnel **mo2 Sud**. Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent les points de référence limite de la biomasse, soit $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

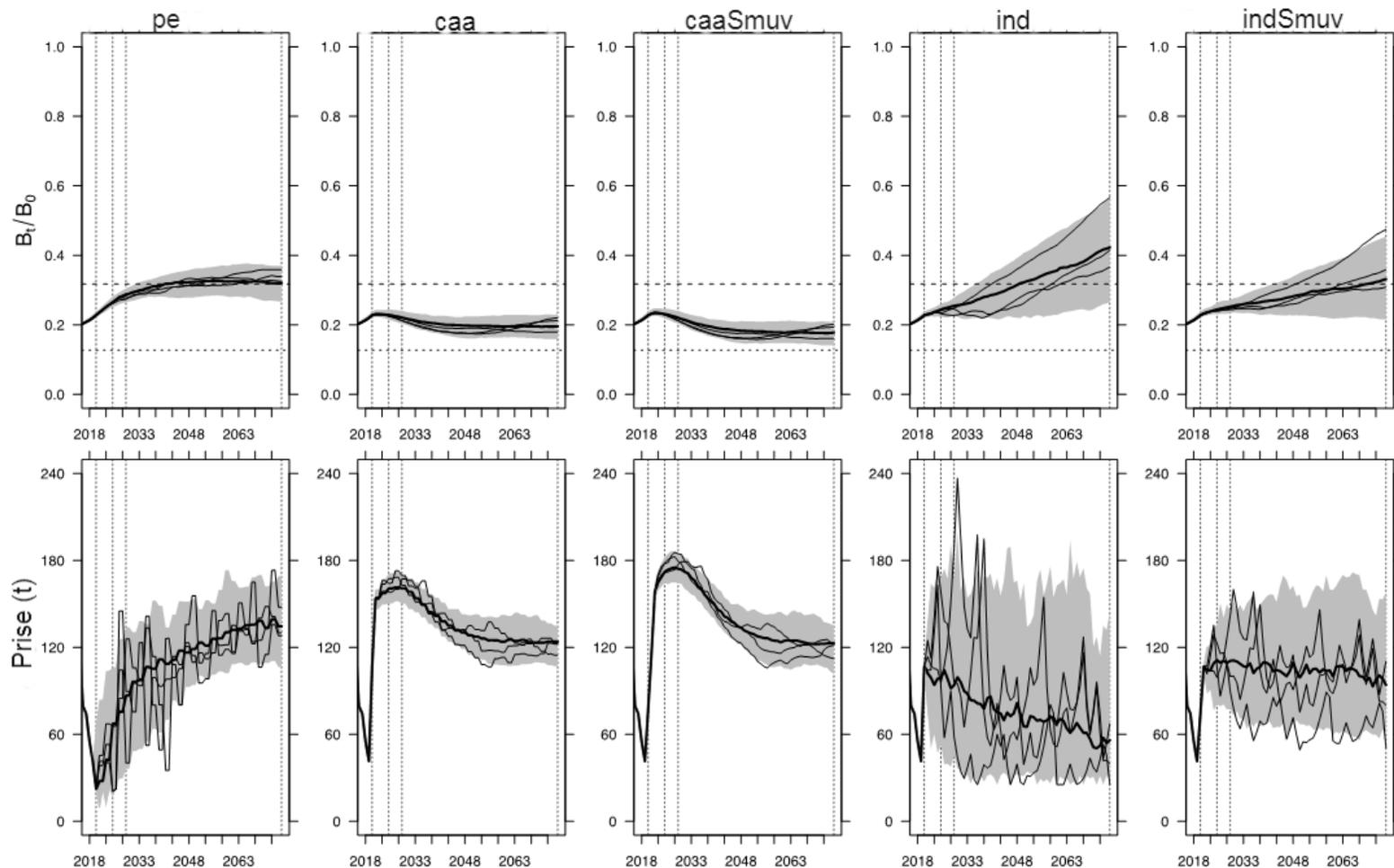


Figure D.7. Distributions des projections pour la diminution de la biomasse féconde du modèle opérationnel (c.-à-d. B_t/B_0) (graphiques du haut) et la mortalité totale du sébaste aux yeux jaunes (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées (*sp*, *caa*, *caa_Smuv*, *idx* et *idxSmuv*) pour le modèle opérationnel **mo3 Sud**. Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent les points de référence limite de la biomasse, soit $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

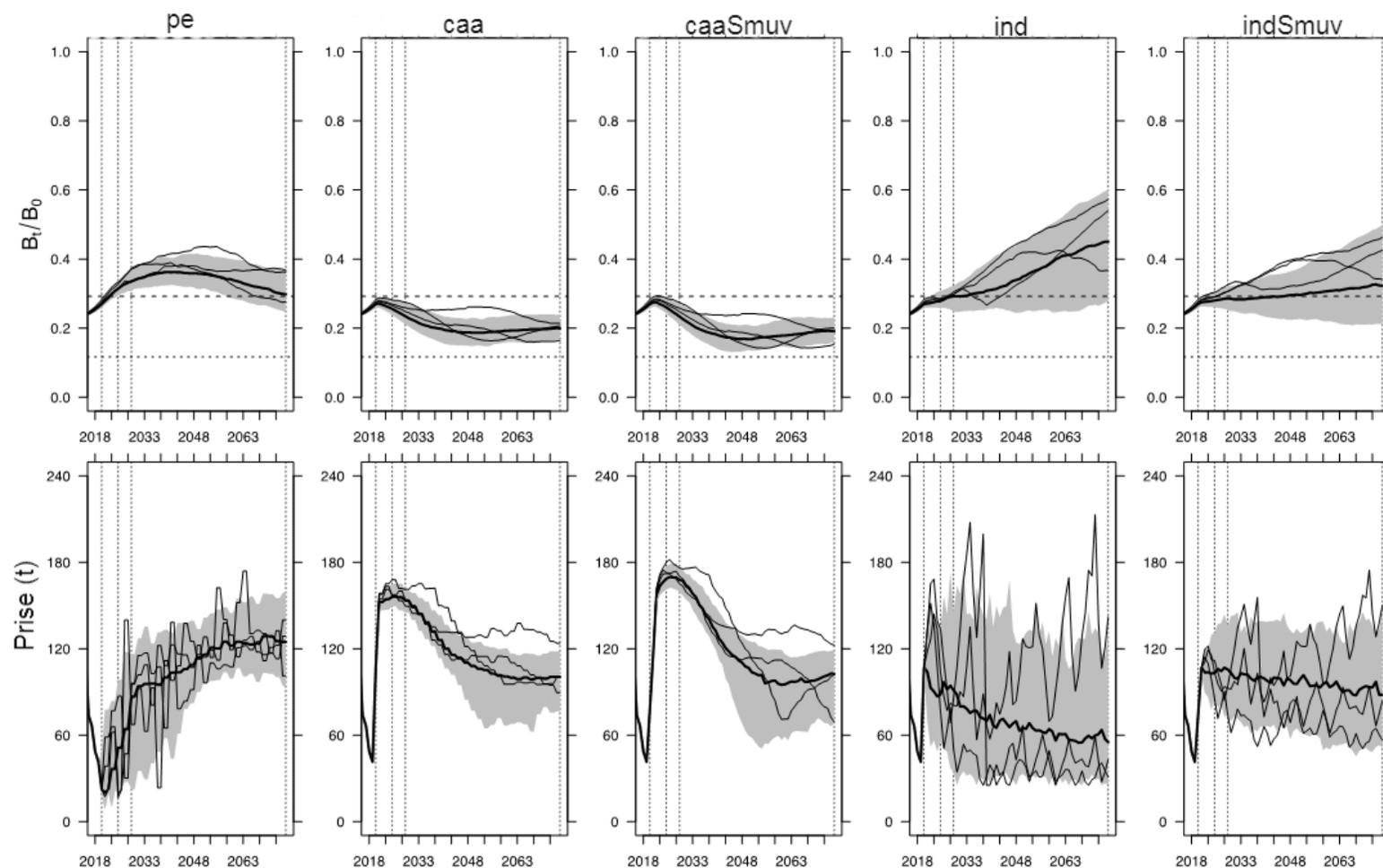


Figure D.8. Distributions des projections pour la diminution de la biomasse féconde du modèle opérationnel (c.-à-d. B_t/B_0) (graphiques du haut) et la mortalité totale du sébaste aux yeux jaune (graphiques du bas) provenant des procédures de gestion simulées (sp, caa, caa_Smuv, idx et idxSmuv) pour le modèle opérationnel **mo4 Sud**. Les distributions représentent la plage centrale de 90 % des résultats des 100 reproductions des simulations, les valeurs médianes (ligne noire épaisse) et les trois reproductions individuelles choisies aléatoirement (lignes noires minces). Dans les graphiques du haut, les lignes horizontales représentent les points de référence limite de la biomasse, soit $0,4B_{MSY}$ (ligne pointillée inférieure) et B_{MSY} (ligne tiretée supérieure). Les lignes grises verticales représentent les périodes projetées à court terme (5 ans), à moyen terme (10 ans) et à long terme (57 ans) qui ont été utilisées pour générer les mesures de rendement des procédures de gestion.

ANNEXE E. CHANGEMENTS IMPORTANTS EN MATIÈRE DE GESTION ET QUOTAS POUR LES ACTIVITÉS DE PÊCHE DU POISSON DE FOND EN COLOMBIE-BRITANNIQUE (ZONES À L'ÉCHELLE DE LA CÔTE ET DES EAUX EXTÉRIEURES)

Tableau E.1. Chronologie des mesures de gestion des pêches concernant les sébastes côtiers des eaux extérieures et à l'échelle de la côte – Version mise à jour du document de Yamanaka et Logan (2010). Les astérisques représentent les jalons en matière de gestion. (TAC = totaux autorisés des captures; ACS = aire de conservation des sébastes)

Année	Zone	Mesure de gestion
< 1986	Zone à l'échelle de la côte	Pêche sans restriction
1986	Zone à l'échelle de la côte	Introduction d'un permis de catégorie « ZN »* pour la pêche dirigée aux lignes du sébaste avec un programme de journaux de bord sur une base volontaire
1990	Eaux extérieures	Quota de 650 tonnes métriques provisoire
	Eaux extérieures	Portions fermées, zone 7
	Eaux extérieures	Fermeture de la zone de la côte ouest de l'île de Vancouver du 1 ^{er} janvier au 30 avril
1991	Zone à l'échelle de la côte	Délivrance de permis par zone*, 592 pour les eaux côtières et 1 591 pour les eaux extérieures
	Eaux extérieures	Début d'une rotation des fermetures dans la zone 7
	Zone à l'échelle de la côte	Annnonce d'un programme de délivrance de permis à accès limité
1993	Eaux extérieures	Délivrance de permis à accès limité; 183 permis admissibles pour la zone des eaux extérieures
	Zone à l'échelle de la côte	Gestion des quotas et des TAC* pour le « vivaneau rouge » et les « autres espèces de sébastes » dans cinq zones de gestion
	Zone à l'échelle de la côte	Fermetures de zones et temporelles
1994	Zone à l'échelle de la côte	Programme de journaux de bord par facturation des utilisateurs

Année	Zone	Mesure de gestion
	Zone à l'échelle de la côte	Limites de sorties de pêche visant des espèces pêchées au chalut
	Zone à l'échelle de la côte	Quotas de prises accessoires
1995	Zone à l'échelle de la côte	Programme de vérification à quai par facturation des utilisateurs*
	Zone à l'échelle de la côte	Gestion des quotas plurispécifiques pour le sébaste aux yeux jaunes, le sébaste à dos épineux, le sébaste cuivré, le sébaste à bandes jaunes et le sébaste-tigre
	Zone à l'échelle de la côte	Périodes de pêche mensuelles et limites connexes, options liées aux débarquements annuels et limites de sorties annuelles
	Zone à l'échelle de la côte	Renonciation du dépassement des limites concernant des périodes de pêche
1996	Zone à l'échelle de la côte	Changement des quotas d'espèces*, TAC des sébastes aux yeux jaunes, regroupement des TAC 1 et 2 (sébaste à dos épineux, sébaste cuivré, sébaste à bandes jaunes et sébaste-tigre)
1997	Zone à l'échelle de la côte	Début de l'attribution de 5 % des quotas aux fins de recherche
1998 et 1999	Eaux extérieures	92 % du TAC pour la pêche commerciale de sébastes a été attribué au secteur de la pêche au chalut et 8 %, au secteur de la pêche aux lignes
1999 et 2000	Zone à l'échelle de la côte	Couverture des observateurs en mer de 10 %
1999 et 2000	Zone à l'échelle de la côte	Réduction des TAC du sébaste à dos épineux, du sébaste cuivré, du sébaste à bandes jaunes et du sébaste-tigre de 25 %
	Zone à l'échelle de la côte	Fermetures de zones données : ACS, zones de pêche fermées aux flottilles de pêche commerciale aux lignes du poisson de fond*
2000 et 2001	Zone à l'échelle de la côte	Attribution de prises d'espèces de sébastes aux secteurs du flétan du Pacifique et de la pêche aux lignes
2001 et 2002	Eaux extérieures	Détermination des options relatives aux permis avant la saison de pêche, limites mensuelles concernant les périodes de pêche
2002 et 2003	Eaux extérieures	Réduction de 50 % du TAC de sébastes côtiers de 1997 et de 1998*

Année	Zone	Mesure de gestion
	Zone à l'échelle de la côte	Élargissement des programmes de surveillance des prises
2004 à 2005	Zone à l'échelle de la côte	Instauration de 1 % de zones provisoires de pêche limitée où toutes les activités de pêche commerciale visant le poisson de fond sont interdites (pêches aux lignes et au chalut)
	Zone à l'échelle de la côte	Agrandissement des ACS à 8 % de l'habitat des sébastes
2005 à 2006	Zone à l'échelle de la côte	Présentation du programme pilote concernant l'intégration des permis de pêche de sébastes : Surveillance de 100 % des prises*
2006 et 2007	Eaux extérieures	Agrandissement des ACS à 15 % de l'habitat des sébastes
	Zone à l'échelle de la côte	Présentation du programme de gestion intégrée des pêches du poisson de fond*
2010	Eaux extérieures	TAC pour le sébaste aux yeux jaunes établis à 284 t pour l'ensemble des flottilles de pêche commerciale
	Eaux extérieures	Mise en œuvre du plan de gestion provisoire et du plan de zonage de l'aire marine nationale de conservation Gwaii Haanas
2012	Zone à l'échelle de la côte	Instauration de limites de pêche au chalut à la suite de consultations avec l'industrie*
2015 et 2016	Eaux extérieures	Présentation du plan de rétablissement du sébaste aux yeux jaunes : Réduction du TAC de l'espèce de 39 %
2016 et 2017	Eaux extérieures	Réduction du TAC pour la pêche commerciale du sébaste aux yeux jaunes à 173 t*
2017	Eaux extérieures	Mise en place de la zone de protection marine des récifs d'éponges siliceuses du détroit d'Hécate et du bassin de la Reine-Charlotte, qui comprend des fermetures de la pêche commerciale
2017 et 2018	Eaux extérieures	Réduction du TAC pour la pêche commerciale du sébaste aux yeux jaunes de 41 %*
2018 et 2019	Eaux extérieures	Mise en œuvre, par Parcs Canada, d'un plan de gestion qui comprend la fermeture stricte de la pêche commerciale dans certaines zones de l'aire marine nationale de conservation Gwaii Haanas Annulation de deux ACS dans l'aire marine nationale de conservation Gwaii Haanas

Tableau E.2. Chronologie des mesures de gestion concernant la pêche récréative du sébaste côtier et des mesures de gestion propres au sébaste aux yeux jaunes adoptées en Colombie-Britannique dans les zones des eaux extérieures et à l'échelle de la côte.

Année	Zone	Mesure de gestion
1986	Zone à l'échelle de la côte	Mise en œuvre d'une limite quotidienne de huit prises de sébastes par personne
	Nord (Haida Gwaii et côtes nord et centrale)	Stratégie de conservation du sébaste côtier – Limite quotidienne réduite à cinq prises de sébastes dans les zones 1 à 10, 101 à 111 et 130 à 142 Limite quotidienne de trois prises de sébastes aux yeux jaunes
	Côte sud (COIV)	Stratégie de conservation du sébaste côtier – Limite quotidienne réduite à trois prises de sébastes dans les zones 11, 21 à 27 et 121 à 127, ainsi que dans les sous-zones 20-1 à 20-4 Limite quotidienne de deux prises de sébastes aux yeux jaunes
2002 et 2007	Zone à l'échelle de la côte	Établissement d'aires de conservation des sébastes (ACS) – ACS fermées à la pêche récréative de poissons
2016	Nord (Haida Gwaii et côtes nord et centrale)	Plan de rétablissement pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures – Limite quotidienne réduite à deux prises de sébastes aux yeux jaunes, mais les limites sont toujours de cinq prises pour les autres espèces de sébastes dans les zones 1 à 10, 101 à 110 et 130 à 142
	Côte sud (COIV)	Plan de rétablissement pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures – Limite quotidienne réduite à une prise pour le sébaste aux yeux jaunes, mais les limites sont toujours de trois prises pour les autres espèces de sébastes dans les zones 11, 21 à 27, 111 et 121 à 127, ainsi que dans les sous-zones 20-1 à 20-4
2017	Nord (Haida Gwaii et côtes nord et centrale)	Limite quotidienne réduite à trois prises pour les espèces de sébastes, mais la limite est toujours de deux prises pour le sébaste aux yeux jaunes Fermetures temporelles clairement définies (du 16 novembre au 31 mars)
	Côte sud (COIV)	Limite quotidienne réduite à deux prises pour les espèces de sébastes, mais la limite est toujours d'une prise pour le sébaste aux yeux jaunes dans les zones 11, 21 à 27, 111 et 121 à 127, ainsi que dans les sous-zones 20-1 à 20-4 Fermetures temporelles clairement définies (du 16 novembre au 31 mars)
2018	Eaux extérieures	Limite quotidienne de trois prises pour les espèces de sébastes, mais seulement une de ces prises peut être un sébaste à bandes jaunes, un sébaste-tigre ou un sébaste à dos épineux; les limites de possession correspondent au double des limites de prises Aucune limite quotidienne ni aucune limite de possession pour le sébaste aux yeux jaunes et le bocaccio Durée de la saison : du 1 ^{er} avril au 15 novembre

Année	Zone	Mesure de gestion
2019	Zone à l'échelle de la côte	Condition de permis : « Les pêcheurs de tous les navires doivent immédiatement remettre à l'eau tous les sébastes pêchés qu'ils ne souhaitent pas conserver. Ils doivent s'assurer de les remettre à l'eau à une profondeur semblable à celle où ces individus ont été pêchés, au moyen d'un hameçon sans ardillon inversé muni de poids ou d'un autre dispositif de descente des prises conçu à cette fin. » [traduction]

ANNEXE F. MEMBRES DU COMITÉ DIRECTEUR ET DES ÉQUIPES TECHNIQUES POUR LE PROJET

Nom	Affiliation	Comité directeur	Équipe technique
Dana Haggarty	Section sur le poisson de fond, Direction des sciences, MPO	X	X
Ashleen Benson	Landmark Fisheries	X	X
Sean Cox	Landmark Fisheries, Université Simon-Fraser		X
Beau Doherty	Landmark Fisheries		X
Rob Kronlund	Direction générale des sciences des écosystèmes, Sciences des populations halieutiques, région de la capitale nationale, MPO	X	X
Greg Workman	Section sur le poisson de fond, Direction des sciences, MPO	X	X
Adam Keizer	Groupe de gestion du poisson de fond, Direction de la gestion des pêches, MPO	X	X
Shane Petersen	Groupe de gestion du poisson de fond, Direction de la gestion des pêches, MPO		X
Chris Sporer	Pacific Halibut Management Association	X	X
Brian Mose	Deep Sea Trawlers Association		X
David Boyes	Pacific Halibut Management Association		X
Paul Grant	Coordonnateur scientifique de la LEP, Division de la science des écosystèmes, MPO	X	
Andy Edwards	Section des méthodes d'évaluation quantitative, Direction des sciences, MPO		X
John Holmes	Division de l'évaluation des stocks et de la recherche (StAR), Direction des sciences, MPO	X	
John Candy	Centre des avis scientifiques de la région du Pacifique, MPO	X	
Lisa Christensen	Centre des avis scientifiques de la région du Pacifique, MPO	X	
Roger Kanno	Cadre pour la pêche durable, Gestion des pêches et de l'aquaculture, MPO	X	
Rhona Govender	LEP, Gestion des ressources halieutiques, MPO	X	