



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/020

Région du Pacifique

**Évaluation des stocks de sébaste à œil épineux/à taches noires (*Sebastes
aleutianus/melanostictus*) en Colombie-Britannique en 2020**

Paul J. Starr¹ et Rowan Haigh²

¹ Canadian Groundfish Research and Conservation Society
1406, promenade Rose Ann
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 4K8

² Pêches 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 des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN Fs70-5/2022-020F-PDF

N° Cat. 978-0-660-42578-8

La présente publication doit être citée comme suit :

Starr, P.J. et R. Haigh. 2022. Évaluation des stocks de sébaste à œil épineux/à taches noires (*Sebastes aleutianus/melanostictus*) en Colombie-Britannique en 2020. Secr. can. des avis sci. du MPO, Doc. de rech. 2022/020. vii + 433 p.

Also available in English:

Starr, P.J. and Haigh, R. 2022. Rougheye/Blackspotted Rockfish (*Sebastes aleutianus/melanostictus*) stock assessment for British Columbia in 2020. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/020. vii + 386 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	vi
1. INTRODUCTION	8
1.1. LIMITES DE L'ÉVALUATION.....	10
2. DONNÉES SUR LES PRISES.....	13
3. GESTION DES PÊCHES.....	14
4. DESCRIPTIONS DES RELEVÉS	14
5. CPUE PROVENANT DE LA PÊCHE COMMERCIALE	15
6. DONNÉES BIOLOGIQUES	16
6.1. ÉCHANTILLONS BIOLOGIQUES.....	16
6.2. ERREUR DE DÉTERMINATION DE L'ÂGE.....	18
6.3. PARAMÈTRES DE CROISSANCE.....	18
6.4. MATURITÉ ET FÉCONDITÉ	19
6.5. MORTALITÉ NATURELLE	19
6.6. PENTE	19
7. MODÈLE STRUCTURÉ SELON L'ÂGE	20
8. RÉSULTATS DU MODÈLE	23
8.1. COMPLEXE DU NORD	23
8.1.1. Exécution centrale.....	23
8.1.2. Scénario de référence composite	24
8.1.3. Analyses de sensibilité.....	28
8.2. COMPLEXE DU SUD	31
8.2.1. Exécution centrale.....	31
8.2.2. Scénario de référence composite	32
8.2.3. Analyses de sensibilité.....	36
9. AVIS POUR LES GESTIONNAIRES	39
9.1. POINTS DE RÉFÉRENCE.....	39
9.2. ÉTAT DU STOCK ET TABLEAUX DE DÉCISION.....	40
9.2.1. Complexe du nord.....	40
9.2.2. Complexe du sud	45
9.3. CALENDRIER D'ÉVALUATION.....	50
10. COMMENTAIRES GÉNÉRAUX	51
11. BESOINS FUTURS EN MATIÈRE DE RECHERCHE ET DE DONNÉES	54
12. REMERCIEMENTS	56
13. RÉFÉRENCES	56
ANNEXE A. DONNÉES SUR LES PRISES	59
ANNEXE B. RELEVÉS AU CHALUT	84

ANNEXE C. CPUE DANS LA PÊCHE COMMERCIALE AU CHALUT	124
ANNEXE D. DONNÉES BIOLOGIQUES	172
ANNEXE E. ÉQUATIONS DU MODÈLE	224
ANNEXE F. RÉSULTATS DU MODÈLE	245
ANNEXE G. RENSEIGNEMENTS SUR L'ÉCOSYSTÈME	414

LISTE DES TABLEAUX PRINCIPAUX

Tableau 1. Complexe du nord : Quantiles de la distribution a posteriori d'après 9 000 échantillons selon la méthode de MCCM pour les principaux paramètres du modèle estimés concernant le scénario de référence composite de l'évaluation du stock.....	25
Tableau 2. Complexe du nord : Paramètres et quantiles connexes calculés selon 9 000 échantillons de la valeur a posteriori de la méthode de MCCM pour le scénario de référence composite.....	26
Tableau 3. Complexe du sud : Quantiles de la distribution a posteriori d'après 6 000 échantillons selon la méthode de MCCM pour les principaux paramètres du modèle estimés concernant le scénario de référence composite de l'évaluation du stock.....	33
Tableau 4. Complexe du sud : Paramètres et quantiles connexes calculés selon 6 000 échantillons de la valeur a posteriori de la méthode de MCCM pour le scénario de référence composite.....	34
Tableau 5. Tableaux de décision du complexe du nord pour les points de référence 0,4 B_{RMD} , 0,8 B_{RMD} et u_{RMS} au cours des années de projection 1 à 10 pour une variété de limites de prises constantes (en tonnes) selon le scénario de référence composite.	43
Tableau 6. Tableaux de décision du complexe du nord pour les points de référence 0,4 B_{RMD} et 0,8 B_{RMD} au cours des années de projection 1 à 10 pour une variété de limites du taux de récolte constant (en proportion de la biomasse vulnérable) selon le scénario de référence composite.....	44
Tableau 7. Tableaux de décision du complexe du sud pour les points de référence 0,4 B_{RMD} , 0,8 B_{RMD} et u_{RMS} au cours des années de projection 1 à 10 pour une variété de limites de prises constantes (en tonnes) selon le scénario de référence composite.	47
Tableau 8. Tableaux de décision du complexe du sud pour les points de référence 0,4 B_{RMD} et 0,8 B_{RMD} au cours des années de projection 1 à 10 pour une variété de limites du taux de récolte constant (en proportion de la biomasse vulnérable) selon le scénario de référence composite.....	48

LISTE DES FIGURES PRINCIPALES

Figure 1. Comparaison entre les principales zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (délimitées en bleu foncé) et les zones l'équipe de gestion du poisson de fond (ombragées).....	12
Figure 2. Distribution de la densité des individus du complexe (étiqueté « sébaste à œil épineux ») capturés au chalut de fond et au chalut pélagique (à gauche) et aux lignes (à droite) d'après les captures moyennes par unité d'effort (kg/heure) de 1996 à 2020.....	13
Figure 3. Complexe du nord : Estimations de la biomasse féconde en tonnes (B_t) pour le scénario de référence composite.....	27
Figure 4. Complexe du nord : diagramme de phase dans le temps présentant les valeurs médianes des rapports B_t/B_{RMS} (biomasse féconde au début de l'année t par rapport à B_{RMS}) et deux mesures de la pression de la pêche : « chalut » ($u_{t-1(chalut)}/u_{RMD}$; point cyan) et « autre » ($u_{t-1(autre)}/u_{RMD}$; point violet) [les deux valeurs représentent le taux d'exploitation au milieu de l'année $t-1$ par rapport à u_{RMS} pour chaque pêche] selon le scénario de référence composite.....	28
Figure 5. Complexe du nord : Trajectoires médianes modélisées de la biomasse féconde comme une proportion de la biomasse en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul (B_t/B_0) pour l'exécution centrale et huit analyses de sensibilité	29
Figure 6. Complexe du sud : Estimations de la biomasse féconde en tonnes (B_t) pour le scénario de référence composite.....	35
Figure 7. Complexe du sud : Diagramme de phase dans le temps présentant les valeurs médianes des rapports B_t/B_{RMD} (biomasse féconde au début de l'année t par rapport à B_{RMD}) et deux mesures de la pression de la pêche : « chalut » ($u_{t-1(chalut)}/u_{RMD}$; point cyan) et « autre » ($u_{t-1(autre)}/u_{RMD}$; point violet).....	36
Figure 8. Complexe du sud : Trajectoires médianes modélisées de la biomasse féconde comme une proportion de la biomasse en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul (B_t/B_0) pour l'exécution centrale et six analyses de sensibilité (voir la légende en bas à gauche). 38	
Figure 9. État du stock du complexe du nord en 2021 par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution du MPO, soit $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, selon le scénario de référence composite et les exécutions du modèle qui ont été regroupées pour former ce scénario.	42
Figure 10. État du stock du complexe du nord en 2021 par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution du MPO, soit $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, pour l'exécution centrale du scénario de référence composite et huit analyses de sensibilité (voir la description de la notation de l'axe des ordonnées et de la sensibilité dans le corps du texte et l'annexe F).	45
Figure 11. État du stock du complexe du nord en 2021 par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution du MPO, soit $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, selon le scénario de référence composite et les exécutions du modèle qui ont été regroupées pour former ce scénario.	49

RÉSUMÉ

Le complexe des espèces de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires (complexe, *Sebastes aleutianus/melanostictus*) est omniprésent sur la côte de la Colombie-Britannique, les prises au chalut étant principalement capturées à une profondeur de 135 à 845 m. Les pêches au chalut rencontrent les plus fortes densités au large du nord-ouest de Haida Gwaii, à l'entrée du fossé Moresby et du canyon de Mitchell, et au large de la côte nord-ouest de l'île de Vancouver. Les pêches à la ligne capturent des individus du complexe le long de l'isobathe de 500 m, les densités les plus élevées étant observées au large du nord-ouest de Haida Gwaii. Les sébastes à œil épineux et les sébastes à taches noires préfèrent des substrats meubles dans des zones en pente ponctuées de rochers.

En avril 2007, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué le complexe des sébastes à œil épineux/à taches noires, composé d'une paire d'espèces sympatriques, comme « préoccupant ». En 2009, le complexe a été ajouté à l'annexe 1 de la LEP à titre d'espèce préoccupante. Depuis, aucun changement n'a été apporté à sa situation. Au moment de la présente évaluation, la taxonomie était émergente et ces espèces étaient appelées sébastes à œil épineux de type I et de type II; le type I correspondait au sébaste à taches noires et le sébaste à œil épineux, au type II. Bien que des procédures de séparation des deux espèces, fondées sur des analyses génétiques et divers biomarqueurs, soient disponibles, il reste encore à élaborer des méthodes de répartition des espèces à appliquer aux données historiques. Dans la présente évaluation des stocks, les deux stocks sont définis dans l'espace par les zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique : les données du complexe des zones 5DE sont appelées « complexe du nord » et celles du complexe des zones 3CD5AB, « complexe du sud ». On a considéré que les données du complexe de la zone 5C provenaient d'une zone d'hybridation. Elles ont en conséquence été omises de l'évaluation des stocks, sauf pour répartir proportionnellement les prises dans la zone 5C entre les deux espèces (environ 65 à 70 % en faveur du complexe du nord).

La présente évaluation des stocks porte sur deux stocks sur la côte de la Colombie-Britannique, le complexe du nord et le complexe du sud, qui sont récoltés dans plusieurs pêches. Elle utilise un modèle annuel de prises selon l'âge adapté à une série de relevés au chalut indépendants de la pêche pour le complexe du nord et à trois relevés pour le complexe du sud, une série de CPUE pour les chaluts de fond pour les deux, des estimations annuelles des prises commerciales depuis 1935 et des données sur la composition selon l'âge tirées des séries de relevés (1997-2016) et des pêches commerciales (1978-2018). Le modèle part d'un état d'équilibre présumé en 1935. Deux pêches sont modélisées : une pêche « chalut » combinant les activités menées au chalut de fond et au chalut pélagique et une pêche « autre » qui combine notamment les pêches à la palangre du flétan, au casier de la morue charbonnière, à la traîne de la morue-lingue, de l'aiguillat et du saumon, aux lignes du sébaste. La deuxième pêche représente un compromis grâce auquel on peut tenir compte des autres méthodes permettant de capturer l'espèce, tout en limitant la complexité de l'évaluation le plus possible, compte tenu du manque de renseignements de qualité tirés de ces pêches additionnelles.

Pour chaque stock, on a réalisé neuf exécutions au moyen d'un modèle à deux sexes, puis on a appliqué ces exécutions dans un cadre bayésien (méthode de Monte-Carlo par chaîne de Markov) selon un scénario qui fixait la mortalité naturelle à trois niveaux (0,035, 0,045, 0,055) avec trois erreurs de processus des CPUE (0,1; 0,2759 pour le complexe du nord ou 0,2529 pour le complexe du sud; 0,4) chacun. La pente de la fonction stock-recrutement a été fixée à 0,7; on a estimé la capturabilité pour les relevés et les CPUE, ainsi que la sélectivité pour trois des quatre relevés et la flotte des chalutiers commerciaux. Parmi les exécutions possibles, neuf ont été combinées en un scénario de référence composite pour le complexe du nord et six en un scénario de référence composite pour le complexe du sud. Chaque scénario de référence

composite a exploré deux grands axes d'incertitude, à savoir la mortalité naturelle M et l'erreur de processus des CPUE, qui modifiait le degré d'adaptation à la série de biomasses des CPUE. Des analyses de sensibilité ont été effectuées pour tester l'effet d'autres hypothèses du modèle (p. ex. matrices plus larges d'erreurs de détermination de l'âge).

L'état du stock au début de 2021 pour le scénario de référence composite du complexe du nord se situe dans la zone saine avec une probabilité de 1, tout comme les neuf exécutions. La trajectoire de la population du scénario de référence composite de 1935 à 2021 et la biomasse projetée jusqu'en 2096, en supposant une stratégie de prises constantes de 600 t/an (juste au-dessus de la moyenne quinquennale de 548 t), indiquent que la médiane de la biomasse du stock demeurera au-dessus du PRS pour la 1,5 prochaine génération (75 ans). L'enveloppe de probabilité autour de la stratégie de prises constantes s'étendra dans les zones de prudence et des zones critiques en raison d'un prélèvement cumulatif beaucoup plus important que dans le cadre d'une stratégie de taux de récolte de 0,1/an. Un diagramme de phase de l'évolution temporelle de la biomasse féconde et du taux d'exploitation dans les deux pêches modélisées selon les valeurs au rendement maximal durable (RMD) indique que le stock se trouve dans la zone saine, avec une position actuelle à $B_{2021}/B_{RMD} = 2,21$ (1,50, 3,15), $u_{2020(\text{chalut})}/u_{RMD} = 0,06$ (0,02, 0,14) et $u_{2020(\text{autre})}/u_{RMD} = 0,11$ (0,03, 0,32).

L'état du stock au début de 2021 pour le scénario de référence composite du complexe du sud se situe dans la zone saine avec une probabilité de 0,74 et dans la zone de prudence avec une probabilité de 0,26. La trajectoire de la population du scénario de référence composite de 1935 à 2021 et la biomasse projetée jusqu'en 2096, en supposant une stratégie de prises constantes de 300 t/an, indiquent que la médiane de la biomasse du stock finira par s'effondrer au taux de prélèvement actuel (prises moyennes sur cinq ans de 291 t). La stratégie d'un taux de récolte fixe semble plus durable, la médiane de la biomasse projetée demeurant au-dessus du PRS pour la 1,5 prochaine génération (75 ans). Un diagramme de phase de l'évolution temporelle de la biomasse féconde et du taux d'exploitation dans les deux pêches modélisées selon les valeurs au RMD indique que le stock se trouve dans la zone saine, avec une position actuelle à $B_{2021}/B_{RMD} = 1,07$ (0,58, 2,61), $u_{2020(\text{chalut})}/u_{RMD} = 1,17$ (0,19, 2,59) et $u_{2020(\text{autre})}/u_{RMD} = 0,72$ (0,13, 1,77). Le taux de récolte de la pêche « chalut » est supérieur à U_{RMD} .

1. INTRODUCTION

En avril 2007, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué le complexe des sébastes à œil épineux/à taches noires (complexe, *Sebastes aleutianus/melanostictus*), composé d'une paire d'espèces sympatriques, comme « préoccupant » ([Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC 2007](#); [Rapport annuel du COSEPAC 2007](#)). En 2009, le complexe a été ajouté à [l'annexe 1 de la LEP](#) à titre d'espèce préoccupante. Depuis, aucun changement n'a été apporté à sa situation. Les justifications initiales de l'inscription du complexe étaient les suivantes :

- Les indices d'abondance et les estimations de la biomasse étaient incertains et possiblement compromis par les courtes séries chronologiques.
- Les techniques de relevé n'étaient pas toujours appropriées pour les espèces.
- Aucune tendance marquée de l'abondance ne ressort des indices disponibles.
- La troncature observée de la répartition selon l'âge de 1997 à 2003 laisse entendre que la mortalité provenant de toutes les sources pourrait avoir doublé au cours de cette période (de 0,045 par année à 0,091 par année).
- On a supposé une vulnérabilité liée au cycle biologique : les espèces longévives et à faible fécondité du genre *Sebastes* sont particulièrement vulnérables à un effondrement de la population, et leur rétablissement peut être compromis lorsque la pêche cause une troncature dans la répartition selon l'âge ou la taille.
- On a supposé des dommages dus aux espèces cryptiques : la difficulté de distinguer les deux espèces du complexe accroît le risque que les effets potentiels sur l'une passent inaperçus.

À l'époque, la taxonomie était en train d'émerger (Gharrett *et al.* 2005) et ces espèces ont été nommées sébaste à œil épineux [de type I](#) et [de type II](#), le type I correspondant au sébaste à taches noires et le type II, au sébaste à œil épineux. La taxonomie qui sépare les deux espèces est maintenant plus claire (Orr et Hawkins 2008; Garvin *et al.* 2011; Harris *et al.* 2019) et les analyses génétiques peuvent identifier le sébaste à taches noires (BSR), le sébaste à œil épineux (RER) et les hybrides (F_1 ou hybride de première génération = BSR×RER, F_2 ou hybride de deuxième génération = F_1 × F_1).

Les deux espèces du complexe sont omniprésentes sur la côte de la Colombie-Britannique, avec un chevauchement total de leurs aires de répartition; la plupart des prises ont lieu près du fond à des profondeurs de 200 à 800 m et plus le long du rebord du plateau. Dans l'ensemble, on sait que l'aire de répartition du complexe s'étend du nord du Japon au sud de la Californie. Ces deux espèces figurent parmi les espèces de *Sebastes* à la plus grande longévité, avec des âges maximums de 147 ans (au large du nord-ouest de Haida Gwaii) et de 125 ans (fossé Moresby) dans les eaux de la Colombie-Britannique, et de 205 ans dans le sud-est de l'Alaska (Munk 2001; fort probablement un spécimen du type I). En Colombie-Britannique, l'information sur l'abondance du complexe est tirée des relevés synoptiques et de la pêche commerciale. Les deux espèces sont capturées essentiellement par les chaluts, les lignes et les casiers en eaux profondes, et sont des espèces clés dans la pêche intégrée multispécifique du poisson de fond en Colombie-Britannique.

Il faudra élaborer de nouvelles méthodologies avant de pouvoir tenter d'évaluer les stocks en se fondant sur des données fiables propres aux espèces. Ces évaluations des stocks nécessiteront l'élaboration de procédures permettant d'attribuer les prises historiques (commerciales et des relevés) par espèce. En effet, la majeure partie de l'information historique a été déclarée comme concernant le sébaste à œil épineux, mais comprend les espèces

combinées formant le complexe. À l'heure actuelle, seuls l'échantillonnage génétique et, dans une moindre mesure, la morphologie otolithique permettent de différencier ces deux espèces; il demeure difficile de les identifier rapidement et avec fiabilité par une inspection visuelle.

Entre-temps, pendant que les méthodes de répartition sont en cours d'élaboration, ces deux stocks ont été délimités par les zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP¹) : les données du complexe des zones 5DE sont appelées « complexe du nord » et celles du complexe des zones 3CD5AB, « complexe du sud ». On a considéré que les données du complexe de la zone 5C provenaient d'une zone d'hybridation (Creamer 2016) et elles ont en conséquence été omises de l'évaluation des stocks, sauf pour répartir proportionnellement les prises dans la zone 5C entre les deux espèces (environ 65 à 70 % en faveur du complexe du nord).

On a utilisé une version modifiée du logiciel de prises statistiques selon l'âge de Coleraine (Hilborn *et al.* 2003), appelée « Awatea » (annexe E), pour modéliser les deux stocks. Le modèle d'évaluation était composé de ce qui suit :

- Des paramètres propres au sexe.
- Des indices de l'abondance par année (a) :
 - Complexe du nord
 - Un relevé synoptique – COHG = côte ouest de Haida Gwaii (8 ans)
 - Les CPUE commerciales au chalut de fond (24 ans).
 - Complexe du sud
 - Deux relevés synoptiques – BRC = bassin de la Reine-Charlotte (10 ans) et COIV = côte ouest de l'île de Vancouver (8 ans).
 - Un relevé historique – relevé triennal du NMFS = National Marine Fisheries Service des États-Unis au large de la COIV (3 ans).
 - Les CPUE commerciales au chalut de fond (24 ans).
- Des données sur les proportions selon l'âge (également appelées « fréquences selon l'âge » ou « FA ») par année (a) :
 - Complexe du nord
 - Relevé synoptique sur la COHG (7 ans), pêche commerciale au chalut (19 ans), autre pêche commerciale (6 ans).
 - Complexe du sud
 - Relevé synoptique dans le BRC (3 ans), relevé synoptique sur la COIV (3 ans), pêche commerciale au chalut (5 ans), autre pêche commerciale (1 an).
- Un âge maximum modélisé de 80 ans, les âges plus avancés étant inclus dans la dernière classe d'âge.
- Des estimations de la sélectivité pour la pêche commerciale et les quatre relevés synoptiques.

Les données d'entrée ont été repondérées en fonction des recommandations de Francis (2011) pour équilibrer les données sur l'abondance et la composition (annexe E).

¹ Voir le contexte historique de la CPMP à l'annexe A.

Au MPO, la Direction de la gestion des pêches a demandé à la Direction des sciences de fournir un avis concernant l'évaluation de ces deux stocks par rapport à des points de référence conformes au Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution (MPO 2009), notamment les répercussions de diverses stratégies de pêche sur l'état des stocks. Faute d'un avis scientifique à jour, une incertitude entoure les risques que les niveaux des totaux autorisés des captures (TAC) actuels présentent pour les stocks en Colombie-Britannique. La présente évaluation des stocks constitue le premier modèle fondé sur la population pour ces espèces et fournit des renseignements sur l'état des stocks et des avis sur la récolte.

1.1. LIMITES DE L'ÉVALUATION

La présente évaluation comprend les principales zones de la CPMP (5DE pour le complexe du nord et 3CD5AB pour le complexe du sud) sur la côte de la Colombie-Britannique (figure 1). Ces stocks ont été déduits des travaux de Creamer (2016) et adoptés en l'absence de méthodes de répartition fiables fondées sur la génétique. On a examiné les données biologiques disponibles afin de déceler des différences d'aire de répartition et de génétique (voir la section D.3); toutefois, les différences d'allométrie et de croissance étaient minimes, compte tenu des données disponibles. On a relevé d'importantes différences de sélectivité selon le relevé et la pêche, en partie en fonction du type d'engin (chalut, palangre et casier; annexe D).

Les zones de la CPMP sont semblables, mais non identiques, aux secteurs utilisés par l'équipe de gestion du poisson de fond, qui a recours à des combinaisons de [secteurs d'exploitation des pêcheries du Pacifique](#) du MPO. On n'a pas utilisé les secteurs d'exploitation de l'équipe de gestion du poisson de fond, car les enregistrements de prises ne sont disponibles que depuis 1996. Toutefois, les zones de la CPMP sont suffisamment semblables aux secteurs de l'équipe de gestion du poisson de fond pour que les gestionnaires puissent appliquer les limites de prises au prorata, à l'aide des ratios de prises historiques décrits dans l'annexe A, Aire de répartition et répartition.

Le complexe est omniprésent sur la côte de la Colombie-Britannique (figure 2), les prises au chalut étant effectuées principalement de 135 à 845 m de profondeur (figure G.2). La répartition en profondeur par stock (complexe du nord, complexe du sud) ne diffère pas beaucoup de la répartition en profondeur sur la côte. La pêche au chalut rencontre les plus fortes densités au large du nord-ouest de l'archipel Haida Gwaii, à l'entrée du fossé Moresby et du canyon de Mitchell et au large de la côte nord-ouest de l'île de Vancouver (figure 2, à gauche). Les pêches à la ligne capturent des individus du complexe le long de l'isobathe de 500 m, les densités les plus élevées étant observées au large du nord-ouest de Haida Gwaii (figure 2, à droite). Le complexe des sébastes préfère les substrats meubles dans les zones ponctuées de rochers avec des pentes de plus de 20° (Love *et al.* 2002). Les rochers peuvent servir de marqueurs territoriaux, de déflecteurs de courant ou de structures qui aident les poissons à chasser leurs proies (Krieger et Ito 1999).

Creamer (2016) a élaboré un modèle, fondé sur les répartitions proportionnelles connues et présumées des espèces visées par les relevés, par trait, qui a permis de prédire la composition des espèces entre le sébaste à taches noires et le sébaste à œil épineux en fonction de diverses caractéristiques des traits, dont l'emplacement spatial, la profondeur et l'hétérogénéité du fond (aussi appelée « rugosité »). On a ensuite appliqué un modèle semblable aux prises commerciales pour estimer cette composition dans les prises. Étant donné que le modèle exigeait des données détaillées sur l'emplacement de la pêche commerciale, auxquelles Creamer n'a pas eu accès pour des raisons de confidentialité, on a appliqué le modèle dans des grilles de 0,5 degré. Bien que cette étude ait démontré qu'il est possible d'utiliser des données connues sur les espèces pour estimer la proportion des espèces dans les pêches

sans ces données détaillées, il est nécessaire de valider ces procédures avant de pouvoir les utiliser dans un contexte d'évaluation des stocks. L'aspect le plus utile de ce travail a été la démonstration du fort cline nord/sud dans la répartition des espèces, le sébaste à taches noires se trouvant plus probablement dans la partie ouest de la Colombie-Britannique (c.-à-d. la côte ouest de Haida Gwaii).

L'annexe G fournit des cartes illustrant les points chauds des prises (prises cumulatives de 1996 à 2019) par lieu de pêche, pour chaque pêche (figures G.7 à G.11). Les trois principaux points chauds, par pêche, sont les suivants :

- Chalut – île Frederick, Hogback sud, extérieur de la flèche Langara/Whaleback
- Flétan – extérieur de la flèche Langara/Whaleback, île Frederick, Fred-Langara nord (fosse)
- Morue charbonnière – extérieur de la flèche Langara/Whaleback, haut-fond Fred, pointe Buck
- Aiguillat/morue-lingue – Hogback sud, île Anthony Island, bras Flamingo Inlet
- Lignes du sébaste – Hogback sud, île Marble, île Frederick

Il convient de noter que les données sur les monts sous-marins ont été exclues de la présente évaluation. La plupart des points chauds se trouvent dans la zone 5E.

L'annexe G indique également les espèces qui apparaissent en même temps dans la pêche avec le complexe (étiqueté « sébaste à œil épineux » parce que les pêches n'identifient les deux espèces que comme une seule). De plus, selon analyse typologique (figure G.15), le complexe est le plus souvent regroupé avec le sébastolobe à courtes épines et le sébastolobe à longues épines (espèces des eaux profondes, > 600 m) et, dans une moindre mesure, avec le sébaste à longue mâchoire, le sébaste à bouche jaune et le sébaste à bandes rouges (espèces des eaux moyennes, ~ 300 m).

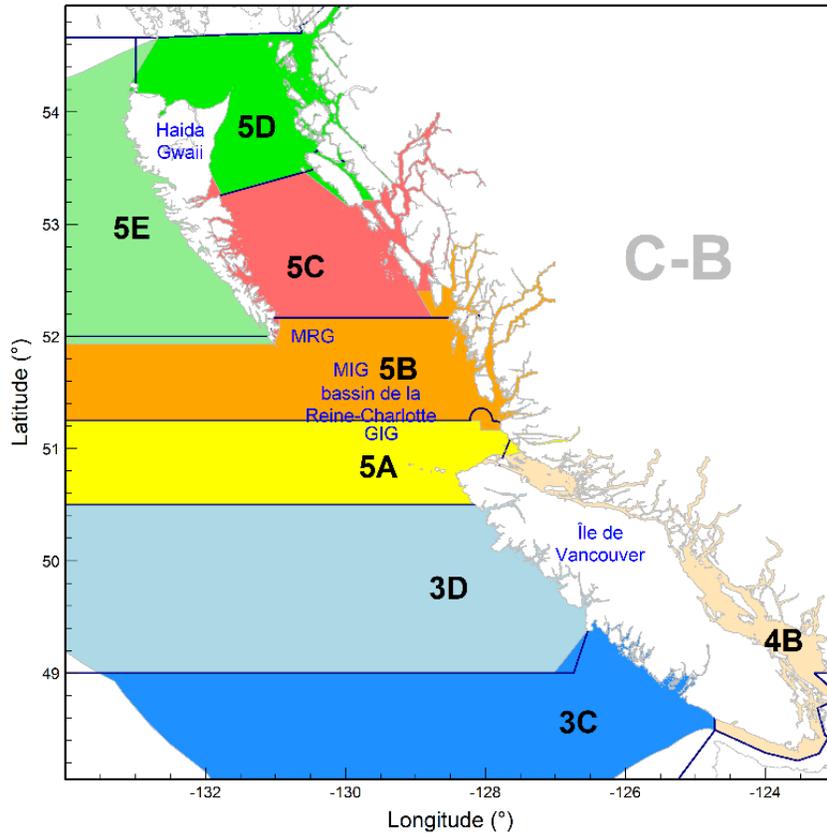


Figure 1. Comparaison entre les principales zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (délimitées en bleu foncé) et les zones l'équipe de gestion du poisson de fond (ombragées). À titre de référence, la carte indique le fossé Moresby (MRG), le canyon de Mitchell (MIG) et le goulet de l'île Goose (GIG). Cette évaluation couvre les zones 5DE pour le complexe du nord et les zones 3CD5AB pour le complexe du sud.

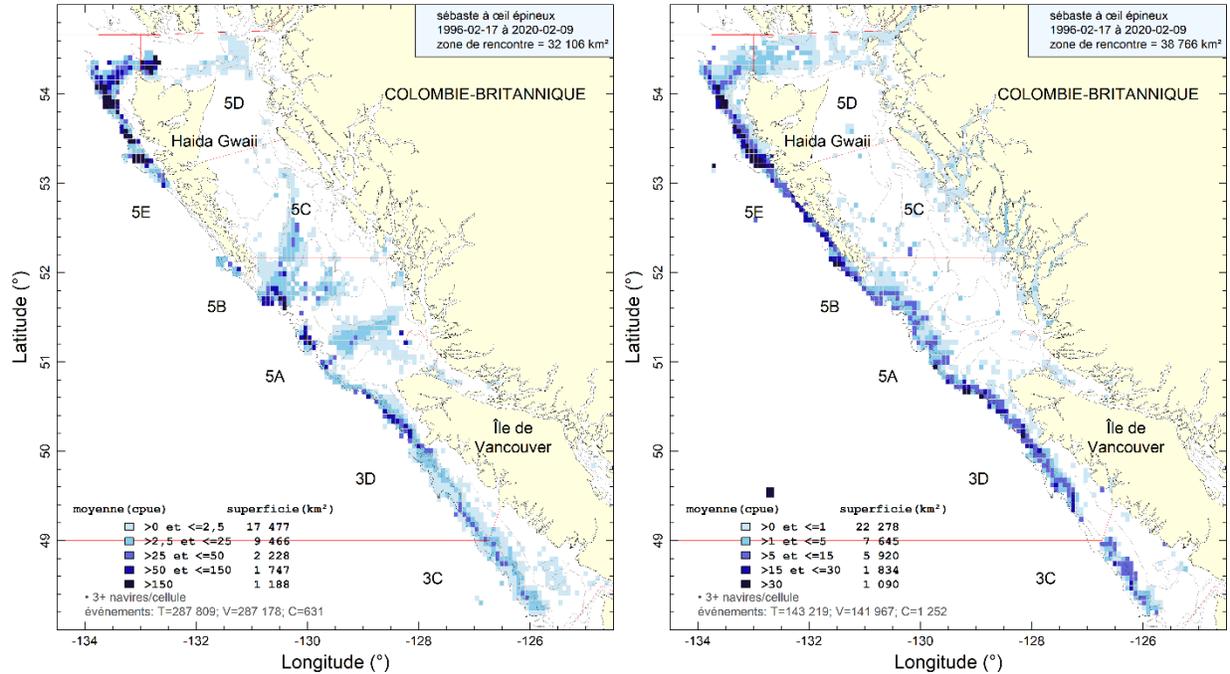


Figure 2. Distribution de la densité des individus du complexe (étiqueté « sébaste à œil épineux ») capturés au chalut de fond et au chalut pélagique (à gauche) et aux lignes (à droite) d'après les captures moyennes par unité d'effort (kg/heure) de 1996 à 2020. Les cellules de grille ont une longitude de 0,075° et une latitude de 0,055° (environ 32 km² chacune). Les isobathes de 100, 200, 500 et 1000 m sont représentées. Il est à noter que les cellules dans lesquelles il y avait moins de trois navires de pêche ne sont pas représentées et que les échelles de densité diffèrent d'une figure à l'autre.

2. DONNÉES SUR LES PRISES

Dans la présente évaluation, on a pris en compte deux pêches commerciales : (i) « chalut » – une pêche combinant les activités au chalut de fond et au chalut pélagique (la pêche au chalut de fond prédomine); et (ii) « autre » – une pêche faisant appel à d'autres méthodes de capture (que le chalut) et qui combine les pêches à la palangre du flétan, au casier de la morue charbonnière, à la traîne de la morue-lingue, de l'aiguillat et du saumon, et aux lignes du sébaste. Les prises récréatives n'ont pas été étudiées. La pêche fourre-tout « autre » était nécessaire pour reconnaître le grand nombre d'individus du complexe capturés au moyen d'engins de pêche autres que le chalut, mais représente un compromis relatif à la complexité du modèle et au manque d'information pour pouvoir la caractériser correctement, surtout s'il faut la subdiviser en plusieurs composantes.

Les méthodes utilisées pour préparer un historique des prises pour la présente évaluation des stocks du complexe, ainsi que l'historique complet des prises, sont présentées de façon détaillée à l'annexe A. Les renseignements sur les espèces capturées en même temps que les prises commerciales du complexe figurent à l'annexe G. La moyenne des prises annuelles du complexe pour toutes les méthodes de capture au cours des cinq années les plus récentes (2015 à 2019) était de 548 tonnes métriques (t) pour le complexe du nord et de 291 t pour le complexe du sud.

3. GESTION DES PÊCHES

Le complexe des sébastes est capturé principalement par les chaluts, les lignes et les casiers en eaux profondes; ces deux espèces sont des espèces clés dans la pêche intégrée multispécifique du poisson de fond en Colombie-Britannique. Le complexe a été géré comme une seule population, en attendant un avis sur les méthodes d'identification des espèces et les répercussions de diverses stratégies de récolte sur l'état prévu des stocks pour chaque espèce du complexe. La différenciation entre ces deux espèces se fait par échantillonnage génétique parce qu'il n'est pas possible de les distinguer rapidement et de manière fiable par une inspection visuelle. Des recherches récentes sur l'utilisation de la morphologie des otolithes pour identifier les espèces du complexe pourraient constituer une autre méthode pour déterminer les prises historiques par espèce.

En 2012, l'équipe de gestion du poisson de fond du MPO a élaboré un [plan de gestion](#) spécial pour le complexe et le sébastolobe à longues épines (MPO 2012), une mesure requise lorsque les espèces sont évaluées comme « préoccupantes » par le COSEPAC. L'annexe A résume toutes les mesures de gestion concernant le complexe en Colombie-Britannique qui ont été prises depuis 1993.

4. DESCRIPTIONS DES RELEVÉS

On a utilisé un ensemble limité d'indices provenant de relevés indépendants de la pêche pour suivre l'évolution de la biomasse de cette population à l'échelle de la côte (annexe B).

Pour le complexe du nord :

Relevé synoptique sur la côte ouest de Haida Gwaii – Un relevé synoptique (de toutes les espèces) au chalut à stratification aléatoire couvrant la côte ouest de l'île Graham à Haida Gwaii et la partie ouest de l'entrée Dixon. Ce relevé a été mené à sept reprises entre 2006 et 2018, au moyen de trois navires commerciaux différents et selon un plan uniforme; on a notamment utilisé le même filet et on a ciblé une grande variété d'espèces de poissons. Les données du relevé de 2014 n'ont pas été incluses dans la série parce que moins de la moitié des traits ont été réalisés en entier. Le relevé mené sur la côte ouest de Haida Gwaii en 1997, qui utilisait un plan similaire, a également été ajouté à cette série.

Relevé synoptique dans le détroit d'Hécate – Un relevé synoptique au chalut à stratification aléatoire, couvrant l'ensemble du détroit d'Hécate et s'étendant jusqu'à l'entrée Dixon et à l'extrémité de l'île Graham. Ce relevé a été répété huit fois entre 2005 et 2019, au moyen de deux navires et selon un plan uniforme; on a notamment ciblé un large éventail d'espèces de poissons. Les données de ce relevé n'ont pas été utilisées dans l'évaluation des stocks en raison du faible nombre d'individus du complexe dans les prises (moins de 10 % des traits), de la rareté de l'habitat en eaux profondes que préfèrent les espèces du complexe et de leur absence dans les prises commerciales dans la même zone, ce qui indique que ce relevé couvre un habitat moins qu'optimal pour les espèces du complexe.

Pour le complexe du sud :

Relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte – Un relevé synoptique au chalut à stratification aléatoire couvrant tout le bassin de la Reine-Charlotte et ciblant de nombreuses espèces de poissons. Ce relevé a été mené à dix reprises entre 2003 et 2019, au moyen de trois navires commerciaux différents, mais selon un plan uniforme, y compris le même filet.

Relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver – Un relevé synoptique au chalut à stratification aléatoire mené sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Ce relevé a été mené à sept reprises de 2004 à 2016, au moyen du navire de recherche *Ricker* et une fois en 2018 au

moyen d'un navire commercial, après la mise hors service du *W.E Ricker*. Le relevé repose sur un plan uniforme; on a donc utilisé le même filet pour toutes ces activités, qui ciblent diverses espèces de poissons.

Relevé triennal du NMFS – La série de relevés triennaux du National Marine Fisheries Service (NMFS) des États-Unis a couvert la moitié inférieure de la côte ouest de l'île de Vancouver à sept reprises entre 1980 et 2001. On a seulement utilisé les données provenant de la portion canadienne de la région de Vancouver établie par la Commission internationale des pêches du Pacifique Nord (CIPPN). On a utilisé les données des trois dernières années (1995, 1998 et 2001) de ce relevé dans la présente évaluation des stocks parce qu'il s'agissait des années où une strate profonde (de 367 à 500 m) a été ajoutée au plan du relevé. Les quatre relevés effectués avant 1995 ne dépassaient pas 367 m, et ne couvraient donc pas un élément important de la répartition en profondeur du complexe.

Relevé historique dans le goulet de l'île Goose – Il s'agit d'une série composite historique formée de huit indices, qui a été menée de 1967 à 1994 dans le goulet de l'île Goose. La plupart des activités de relevé ont été réalisées au moyen du navire de recherche *G.B. Reed*, mais on a utilisé deux navires commerciaux (*Eastward Ho* et *Ocean Selector*) en 1984 et 1994, respectivement. Afin d'assurer la continuité entre toutes les activités de relevé, on utilise seulement les traits réalisés dans le goulet de l'île Goose. Ce relevé n'a pas été utilisé dans l'évaluation des stocks parce que la profondeur couverte était inadéquate pour surveiller le complexe, le trait le plus profond descendant à 287 m et seulement 10 % des traits étant à plus de 235 m de profondeur.

Les relevés suivants ont également été omis de la présente évaluation des stocks, car ils ne couvrent pas la bonne profondeur pour le complexe : le relevé au chalut de fond plurispécifique mené dans le détroit d'Hécate, le relevé au chalut ciblant la crevette mené sur la côte ouest de l'île de Vancouver, et le relevé au chalut ciblant la crevette dans le bassin de la Reine-Charlotte. Le relevé à la palangre de la Commission internationale du flétan du Pacifique (CIFP) n'a pas été utilisé en raison du petit nombre d'individus du complexe dans les prises, du manque d'uniformité dans l'identification des espèces de poissons de fond entre les années et d'une couverture des profondeurs tronquée. Les données du relevé à la palangre sur fond dur (nord et sud) ont été omises en raison de la couverture des profondeurs tronquée. Enfin, les données du relevé normalisé au casier sur la morue charbonnière n'ont pas été utilisées parce qu'on ne savait pas bien comment interpréter les prises d'individus du complexe dans ce relevé, sur le plan de la représentation de la population, étant donné qu'il s'agit d'un relevé passif, et en raison de l'incertitude qui en découle quant à savoir s'il offrait un indice interannuel cohérent. L'avis était que l'utilisation de ce relevé exigerait un engagement analytique important nécessitant des ressources qui n'étaient pas disponibles.

On a utilisé les indices de la biomasse relative tirés de ces relevés comme données dans les modèles, ainsi que l'erreur relative connexe pour chaque valeur d'indice. On a ajouté une erreur de processus de 0,25 aux erreurs relatives des relevés.

5. CPUE PROVENANT DE LA PÊCHE COMMERCIALE

On a utilisé les données sur les captures par unité d'effort (CPUE) de la pêche commerciale pour produire des indices de l'abondance employés servant de données d'entrée pour la procédure d'ajustement du modèle. Cette série d'indices, qui s'étend de 1996 à 2019, a assuré la stabilité du modèle de population. Dans les zones 5DE, les individus du complexe risquent plus d'être ciblés ou capturés dans des traits ciblant le sébaste à longue mâchoire, tandis que dans les zones 3CD5AB, les individus du complexe sont principalement pêchés à titre de prises accessoires dans des traits plus profonds ciblant diverses espèces. L'utilisation des CPUE dans

ce modèle, avec des observations chaque année à partir de 1996, a stabilisé la procédure de minimisation ainsi que la simulation par méthode de MCCM. On a ainsi étudié l'effet de la série des CPUE sur l'évaluation des stocks en faisant varier la quantité d'erreurs de processus utilisée pour ajuster le modèle, une faible erreur de processus entraînant un ajustement étroit de la série et une erreur de processus plus élevée permettant au modèle d'ignorer en fait la série (voir l'annexe F).

On a standardisé la série d'indices de l'abondance relatifs aux CPUE en fonction des changements apportés à la configuration des navires ainsi qu'au moment (saisonnalité) et à l'emplacement (p. ex. latitude et profondeur) où les prises ont été capturées afin d'éliminer les biais potentiels liés aux CPUE qui pourraient découler des changements dans les pratiques de pêche et d'autres effets non liés à l'abondance. On a réalisé cette procédure en deux étapes; le modèle a été ajusté aux prises positives, en présumant une distribution log-normale, ainsi qu'à la présence ou à l'absence d'individus du complexe, en présumant une distribution binomiale. Les deux modèles produits ont ensuite été combinés au moyen d'un modèle delta-log-normal multiplicatif ou modèle d'obstacles (éq. C.4 : Fletcher *et al.* 2005). Dans ces modèles, l'abondance était représentée comme un « effet lié à une année », et les variables indépendantes ont été sélectionnées séquentiellement par un modèle linéaire généralisé qui tenait compte des variations dans les données disponibles. D'autres facteurs qui pourraient avoir une incidence sur le comportement des pêcheurs, en particulier des facteurs économiques, n'ont pas été saisis dans ces modèles en raison d'un manque de données applicables. Par conséquent, les indices produits pourraient ne pas refléter entièrement les changements relatifs à l'abondance du stock sous-jacent. L'annexe C fournit des renseignements détaillés et des diagnostics sur les analyses des CPUE. On a ajouté trois niveaux d'erreur de processus aux erreurs d'observation relatives aux CPUE pour la présente évaluation des stocks : 0,1 pour un ajustement étroit avec les indices; 0,2759 pour le complexe du nord et 0,2529 pour le complexe du sud pour obtenir un ajustement correctement pondéré (voir le calcul de ces valeurs à l'annexe E); et 0,4 pour permettre au modèle d'ignorer en fait les indices relatifs aux CPUE.

6. DONNÉES BIOLOGIQUES

6.1. ÉCHANTILLONS BIOLOGIQUES

Dans le modèle, on a utilisé la proportion/fréquence selon l'âge des échantillons prélevés à partir des prises issues de la pêche « chalut » et de la pêche « autre » (pêche autre qu'au chalut) pour les années où le nombre d'échantillons était d'au moins deux : pêche « chalut » du complexe du nord de 1978 à 2017 (données disponibles pour 19 ans); pêche « autre » du complexe du nord en 2004 et 2005 (2 ans); pêche « chalut » du complexe du sud de 1998 à 2018 (données disponibles pour 5 ans); et pêche « autre » du complexe du sud en 1997 (1 an). Parmi les relevés synoptiques adaptés au complexe, on a utilisé des échantillons de la fréquence selon l'âge de la côte ouest de Haida Gwaii (données disponibles pour 7 ans de 1997 à 2016) pour le complexe du nord, et du bassin de la Reine-Charlotte (données disponibles pour 3 ans de 2011 à 2015) et de la côte ouest de l'île de Vancouver (données disponibles pour 3 ans de 2012 à 2016) pour le complexe du sud. Seuls les otolithes dont l'âge a été établi au moyen de la méthode par « cassure et brûlage » (ou déterminé par une fine coupe en 1978 pour la pêche « chalut » du complexe du nord) ont été inclus dans les échantillons de l'âge utilisés dans la présente évaluation, car on sait que la méthode de détermination de l'âge fondée sur les observations à la surface qui a été employée précédemment est biaisée, surtout à mesure que l'âge des individus augmente. Lors de la réunion d'examen du sébaste à raie rouge de 2018, un participant a mentionné que la méthode de prédilection pour déterminer l'âge

des très jeunes sébastes (\leq trois ans) est actuellement fondée sur les observations à la surface, ce qui a été confirmé ultérieurement par le laboratoire de détermination de l'âge. Les données sur la fréquence selon l'âge provenant de la pêche commerciale ont été résumées pour chaque trimestre et pondérées selon le poids des prises du complexe pêchées lors de la sortie d'échantillonnage. Les échantillons trimestriels totaux ont été mis à l'échelle de l'année entière au moyen du poids des prises commerciales du complexe débarquées par trimestre. Voir plus de détails à l'annexe D (section D.2.1).

On a combiné les fréquences selon l'âge tirées de la pêche au chalut (de fond et pélagique) après avoir comparé les distributions de la longueur pour chaque type d'engin selon le sexe et l'année de capture. On a ensuite conclu qu'il n'y avait aucune différence constante dans la sélectivité associée aux deux types de chaluts, quel que soit le sexe (complexe du nord : figure D.28, complexe du sud : figure D.29). Par conséquent, on a exécuté le modèle en supposant une sélectivité commune pour les deux types de chaluts. On a donc combiné les fréquences selon l'âge et les données sur les prises en une seule pêche « chalut ». Malgré des données très limitées sur la détermination de l'âge pour la pêche « autre », il a été possible d'estimer une sélectivité distincte pour cette pêche pour les deux stocks. Les valeurs a priori de la sélectivité utilisées pour la pêche commerciale sont détaillées à l'annexe E. Pour le complexe du nord, qui avait le meilleur ensemble de données sur les fréquences selon l'âge, on a estimé les valeurs a priori de la sélectivité de la pêche « chalut » à l'aide de valeurs a priori non informatives. Pour la pêche « autre », on a utilisé une valeur a priori informative pour l'âge à la sélectivité maximale (supposée à un niveau qui semblait correspondre aux données cumulatives sur la fréquence selon la longueur), et on a estimé les deux autres paramètres de sélectivité (variable du côté gauche et décalage des mâles) à l'aide de valeurs a priori non informatives. Pour le complexe du sud, sur lequel on disposait de très peu de données sur les fréquences selon l'âge, en particulier pour la pêche « autre », on a utilisé pour les deux pêches commerciales des données a priori informatives fondées sur les valeurs a posteriori du complexe du nord respectives pour chaque paramètre.

On a mis à l'échelle les fréquences selon l'âge tirées des relevés afin de représenter le total pour tous les relevés, selon une méthode semblable à celle utilisée pour les échantillons provenant de la pêche commerciale : dans une strate de superficie, les échantillons étaient pondérés selon la densité des prises du complexe dans les traits échantillonnés; les échantillons de la strate étaient ensuite pondérés selon la superficie de la strate (voir la description à la section D.2.2 de l'annexe D). Les données sur la fréquence selon l'âge étaient rares pour toutes les années de relevé dans les trois séries de relevés synoptiques utilisées dans les modèles. Pour le complexe du nord, on disposait de suffisamment de données pour estimer la sélectivité du relevé au large de la côte ouest de Haida Gwaii à l'aide d'une valeur a priori informative pour l'âge à la sélectivité maximale (la même que celle utilisée pour la pêche « autre »), mais les deux autres paramètres de sélectivité ont été estimés à l'aide de valeurs a priori non informatives. Les valeurs a posteriori de la méthode de MCCM pour les paramètres de sélectivité du complexe du nord ont donné des diagnostics acceptables. Pour le complexe du sud, le modèle a estimé des paramètres crédibles du mode de la distribution a posteriori pour les relevés dans le bassin de la Reine-Charlotte et sur la côte ouest de l'île de Vancouver à l'aide de valeurs a priori non informatives, mais les diagnostics selon la méthode de MCCM n'étaient pas acceptables, et il a donc fallu fixer ces paramètres aux estimations du mode de la distribution a posteriori pendant les simulations de la méthode de MCCM. Il n'y avait pas de données biologiques disponibles provenant du relevé triennal du NMFS, et il a fallu déterminer les paramètres de sélectivité en fonction de valeurs crédibles à peu près fondées sur l'évaluation des stocks de sébaste à longue mâchoire.

6.2. ERREUR DE DÉTERMINATION DE L'ÂGE

L'erreur de détermination de l'âge est un problème fréquent dans la plupart des évaluations de stocks structurées selon l'âge. La figure D.24 indique que les âges des individus du complexe estimés par les lecteurs primaires n'étaient souvent pas reproduits uniformément par les lecteurs secondaires lors des analyses de contrôle ponctuel. Par nécessité, on a utilisé une matrice de l'erreur de détermination de l'âge pour les modèles de population de référence sur les complexes du nord et du sud.

Après plusieurs essais, on a adopté une matrice de l'erreur de détermination de l'âge qui comportait les éléments suivants : une erreur « modérée » pour les individus d'âge 1 à 80 provenant d'une distribution normale avec des quantiles de 0,01 à 0,99 couvrant sept classes d'âge (\pm trois âges situés le long des rangées partant de la diagonale, figure D.25, à gauche). Une autre matrice de l'erreur de détermination de l'âge a été utilisée dans les analyses de sensibilité : une erreur « importante » pour les individus d'âge 1 à 80 provenant d'une distribution normale avec des quantiles de 0,01 à 0,99 couvrant onze classes d'âge (\pm cinq âges situés le long des rangées partant de la diagonale, figure D.25, à droite). On a testé une matrice de l'erreur de détermination de l'âge « restreinte » (\pm 1 âge), mais la convergence des modèles n'était pas bonne.

6.3. PARAMÈTRES DE CROISSANCE

On a estimé les paramètres d'allométrie (longueur c. poids) et de croissance (âge c. longueur) à partir des données sur la longueur et l'âge d'individus du complexe issues des échantillons biologiques prélevés dans le cadre de tous les relevés menés entre 2003 et 2019 (annexe D). Comme l'erreur de détermination de l'âge susmentionnée (voir la section 6.2) pourrait biaiser l'estimation des paramètres de croissance, on a ajusté les modèles de croissance à un contexte bayésien et à l'erreur de détermination de l'âge au moyen du [langage de programmation probabiliste de Stan](#), qui permet d'ajuster le modèle de von Bertalanffy comme un modèle non linéaire à effets aléatoires (Sean Anderson 2019, Gestion des poissons de fond du MPO, comm. pers.). On a appliqué ce modèle selon deux hypothèses relatives à l'erreur de détermination de l'âge : i) le CV de l'âge selon la détermination de l'âge par les lecteurs; et ii) le CV empirique des longueurs selon l'âge. Il y avait peu de différences entre les modèles produits ainsi qu'entre ces modèles et le modèle ayant la vraisemblance maximale, qui était ajusté sans l'erreur de détermination de l'âge (voir le tableau D.5). Pour l'évaluation du stock, on a choisi les modèles utilisant l'hypothèse du CV empirique des longueurs selon l'âge parce que c'était ceux dont la mise en commun des données des relevés permettait la plus grande gamme de longueurs et d'âges. Dans les essais visant le complexe du nord, la restriction des données de relevé aux relevés synoptiques (côte ouest de Haida Gwaii et détroit d'Hécate) a tronqué les poissons plus grands et a donné des ajustements de paramètres de croissance qui ne semblaient pas crédibles; on a donc utilisé les données de tous les relevés disponibles dans chaque zone de stock pour les stocks respectifs.

Les femelles par stock n'étaient en moyenne que légèrement plus grandes que les mâles (L_{∞} du complexe du nord : F = 51,8 cm, M = 51,0 cm; L_{∞} du complexe du sud : F = 52,7 cm, M = 50,8 cm). Les spécimens déterminés génétiquement (quelle que soit la zone) étaient en moyenne légèrement plus grands que les stocks utilisés dans l'évaluation (L_{∞} du sébaste à taches noires : F = 52,2 cm, M = 51,4 cm; L_{∞} du sébaste à œil épineux : F = 53,8 cm, M = 51,4 cm).

6.4. MATURITÉ ET FÉCONDITÉ

Les proportions de femelles arrivées à maturité entre les âges 1 et 80 ont été calculées à partir d'échantillons biologiques. On a déterminé le stade de maturité de façon macroscopique, en répartissant les échantillons entre les sept stades de maturité (Stanley et Kronlund 2000; description à l'annexe D). On a considéré que les poissons classés dans le stade 1 ou 2 étaient immatures, tandis que ceux classés dans les stades 3 à 7 étaient matures. On a regroupé les données sur les femelles dont le stade de maturité et l'âge avaient été déterminés selon la méthode de « cassure et brûlage » à partir des sorties de pêche commerciale et de recherche, et on a calculé la proportion d'individus matures observés pour chaque âge. On a utilisé les données de tous les mois pour créer l'ogive de maturité parce que celles-ci permettaient d'obtenir un meilleur ajustement que lorsqu'on a utilisé un sous-ensemble de mois. On a tracé un vecteur monotone croissant de la maturité selon l'âge en ajustant une fonction semi-gaussienne (équation D.3, équivalente à la fonction de l'équation E.7) aux valeurs de la maturité observées (section D.1.3 de l'annexe D). L'ogive utilisée dans le modèle fixait les proportions d'individus matures à zéro pour les âges 1 à 11, puis passait à la fonction monotone ajustée pour les âges 12 à 80. Les proportions étaient toutes forcées à 1 (pleine maturité) après l'âge estimé à pleine maturité (tableau D.7). Cette stratégie est conforme aux évaluations de stocks de sébastes de la Colombie-Britannique menées précédemment, dans lesquelles on a reconnu que les individus plus jeunes n'étaient pas bien échantillonnés et que ceux qui avaient fait l'objet d'un bon échantillonnage avaient tendance à être plus grands et probablement matures (p. ex. Stanley *et al.* 2009). On a présumé que les femelles qui avaient passé l'âge estimé de la pleine maturité avaient atteint la pleine maturité et que la maturité était constante dans le temps. On a aussi présumé que la fécondité était proportionnelle au poids corporel de la femelle.

6.5. MORTALITÉ NATURELLE

On n'a pas réussi à estimer la mortalité naturelle (M) du stock du complexe du nord à l'aide du modèle parce qu'il s'est avéré difficile de trouver les valeurs minimales, compte tenu de la faible abondance d'individus matures et de l'importance de l'erreur de détermination de l'âge présumée dans les données. Les modèles qui semblaient parvenir à effectuer la minimisation estimaient que M était supérieure à 0,06 et avaient de faibles diagnostics liés à la méthode de MCCM, qui n'ont pas été jugés crédibles. Dans les évaluations des stocks du complexe par les États-Unis, M a été fixée ou estimée à des valeurs de 0,034 et 0,036 (Hicks *et al.* 2014; Shotwell et Hanselman 2019). Ces valeurs semblaient possiblement faibles pour le complexe de la Colombie-Britannique, étant donné que le quantile 0,99 des âges observés était de 99 pour le complexe du nord et de 83,7 pour le complexe du sud, sans qu'une tendance apparente se dégage dans cette statistique au fil du temps (voir le tableau D.8). Le tableau D.9 donne des estimations de M fondées sur les données du complexe de la Colombie-Britannique à l'aide de deux estimateurs (Hoenig 1983; Gertseva 2018, [Northwest Fisheries Science Center](#), NOAA, comm. pers. citant Then *et al.* 2015 et Hamel 2015) pour trois valeurs de l'âge maximal ayant fait l'objet d'essais : complexe du nord (100, 125, 150) et complexe du sud (80, 100, 125). On a adopté les estimations de M fondées sur les âges du complexe du nord ayant fait l'objet d'essais ($M = 0,035, 0,045, 0,055$) pour les exécutions du scénario de référence pour les deux stocks. On n'a pas exploré les valeurs inférieures à 0,035 et supérieures à 0,055 parce qu'elles n'étaient pas étayées par des données ou parce qu'elles n'étaient pas crédibles compte tenu de la longévité de ces espèces. Voir l'annexe D pour obtenir plus de détails.

6.6. PENTE

Dans les évaluations précédentes du sébaste, on a appliqué une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt pour générer les estimations moyennes du recrutement pour chaque année,

d'après la biomasse des femelles reproductrices (équation E.10). On a laissé les valeurs du recrutement s'écarter de cette moyenne (équations E.17 et E.24) afin d'améliorer l'ajustement du modèle aux données. On a paramétré la fonction de Beverton-Holt au moyen d'un paramètre de « pente », h , précisant la proportion du recrutement maximal qui était disponible à $0,2 B_0$, où B_0 représente la biomasse féconde (femelles matures) en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul. Dans les évaluations précédentes des stocks (p. ex. Starr et Haigh 2021 a,b, 2022), on a estimé le paramètre h , qui était limité par une valeur a priori élaborée par Forrest *et al.* (2010) pour les sébastes de la côte ouest, après avoir retiré tous les renseignements sur le sébaste à longue mâchoire du bassin de la Reine-Charlotte (Edwards *et al.* 2012b). Cette valeur a priori a pris la forme d'une distribution bêta avec l'équivalent d'une moyenne de 0,674 et d'un écart-type de 0,168. Pour les deux modèles d'évaluation des stocks, la valeur de h a été fixée à 0,7, proche de la moyenne du taux de variation a priori de Forrest *et al.* (2010).

7. MODÈLE STRUCTURÉ SELON L'ÂGE

Un modèle stochastique structuré selon l'âge pour les deux sexes a servi à reconstituer la trajectoire de la population pour chaque stock de 1935 au début de 2021. On a fait le suivi des âges de 1 à 80, la classe d'âge 80 incluant tous les âges plus avancés. On a présumé que la population était en situation d'équilibre, que son recrutement était moyen et qu'elle n'était pas exploitée au début de la période reconstituée. On a estimé les sélectivités par sexe pour les relevés synoptiques (mais pas pour le relevé triennal du NMFS) et les activités des deux pêches commerciales (« chalut » et « autre ») à l'aide de quatre paramètres décrivant des fonctions semi-gaussiennes doubles. Toutefois, on a présumé que le côté droit serait fixé à la sélectivité maximale pour éviter de créer une population cryptique (on n'a pas étudié la sélectivité relative à la fonction en forme de dôme). Le modèle et les équations connexes sont décrits de façon plus détaillée à l'annexe E.

On a ajusté le modèle aux données disponibles en minimisant une fonction qui additionne les logarithmes du rapport de vraisemblance négatifs provenant de chaque ensemble de données, les écarts par rapport au recrutement moyen et les corrections découlant des valeurs a priori bayésiennes.

Un scénario de référence composite pour les deux stocks comprenait plusieurs exécutions de modèles (neuf pour le complexe du nord et six pour le complexe du sud); les échantillons a posteriori de la méthode de MCCM de ces exécutions ont été regroupés afin de produire un avis scientifique destiné aux gestionnaires. Voici certaines décisions prises dans le cadre de l'évaluation des stocks du complexe du nord et du complexe du sud :

- La mortalité naturelle (M) a été fixée à trois niveaux : 0,035, 0,045 et 0,055. On a appliqué trois valeurs d'erreur de processus à l'indice des CPUE commerciales, c_p , pour un total de neuf modèles de référence (on a utilisé les neuf exécutions pour le complexe du nord, à gauche, et un sous-ensemble de six exécutions pour le complexe du sud, à droite, qui avait été précisé par la réunion régionale d'examen par les pairs d'après les diagnostics liés à la méthode de MCCM; voir l'annexe F).

Complexe du nord

Complexe du sud

VF = Valeurs fixes

- B1 (R49) – VF : $M = 0,035$, $c_p = 0,10$
- B2 (R50) – VF : $M=0,035$, $c_p=0,2759$
- B3 (R51) – VF : $M=0,035$, $c_p=0,40$
- B4 (R47) – VF : $M=0,045$, $c_p=0,10$
- B5 (R46) – VF : $M=0,045$, $c_p=0,2759$
- B6 (R48) – VF : $M=0,045$, $c_p=0,40$
- B7 (R52) – VF : $M=0,055$, $c_p=0,10$
- B8 (R53) – VF : $M=0,055$, $c_p=0,2759$
- B9 (R54) – VF : $M=0,055$, $c_p=0,40$

- B1 (R18) – VF : $M = 0,035$, CPUE $c_p = 0,10$
- B2 (R12) – VF : $M=0,035$, CPUE $c_p=0,2529$
- B3 (R15) – VF : $M=0,035$, CPUE $c_p=0,40$
- B5 (R11) – VF : $M=0,035$, CPUE $c_p=0,2529$
- B6 (R14) – VF : $M=0,035$, CPUE $c_p=0,40$
- B9 (R16) – VF : $M=0,035$, CPUE $c_p=0,40$

- On a utilisé une classe d'âge « plus » $A = 80$ pour les deux stocks.
- On a utilisé une série d'indices de l'abondance provenant des relevés (relevé synoptique sur la côte ouest de Haida Gwaii) avec les données sur les fréquences selon l'âge pour le complexe du nord, et on a utilisé trois séries d'indices de l'abondance provenant des relevés (relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver, relevé triennal du NMFS), les deux premières comprenant des données sur les fréquences selon l'âge, pour le complexe du sud.
- On a utilisé une série d'indices de l'abondance provenant de la pêche commerciale (CPUE au chalut de fond) pour les deux stocks.
- On a présumé deux pêches commerciales pour les deux stocks, avec les données sur les prises et les fréquences selon l'âge regroupées :
 - Chalut : chalut de fond + chalut pélagique
 - Autre : méthodes de capture autres qu'au chalut (palangre, lignes, casier)
- On a présumé qu'il y avait des prises d'individus des deux sexes (femelles et mâles).
- On a utilisé principalement des valeurs a priori non informatives pour les paramètres de sélectivité du complexe du nord, à l'exception d'une valeur a priori informative pour l'âge à la sélectivité maximale pour la pêche « autre » et pour le relevé sur la côte ouest de Haida Gwaii. Pour le complexe du sud, on a utilisé des valeurs a priori informatives fondées sur les estimations des valeurs a posteriori pour le complexe du nord pour les pêches commerciales, tandis que les paramètres de sélectivité du relevé ont été fixés aux valeurs du mode de la distribution a posteriori.
- On a appliqué une repondération de l'abondance : on a ajouté une erreur de processus aux CV des indices, soit $c_p=0,25$ pour les relevés et $c_p = \{\text{bas}=0,1, \text{moyen}=0,2759_N|0,2529_S, \text{élevé}=0,4\}$ (voir la première puce) pour les séries de CPUE issues des activités de la pêche commerciale (voir l'annexe E).
- On a appliqué une repondération relative à la composition : ajustement de la taille efficace des échantillons concernant la fréquence selon l'âge au moyen de la méthode de l'âge moyen (équation TA1.8) de Francis (2011).
- On a fixé l'écart-type des résidus du recrutement (σ_R) à 0,9.

-
- On a exclu les coups de filet infructueux de la série triennale sur la côte ouest de l'île de Vancouver.
 - On a utilisé la matrice de l'erreur de détermination de l'âge « modérée » décrite à la section D.2.3 de l'annexe D.

On a repondéré toutes les exécutions du modèle i) à une reprise pour l'abondance, en ajoutant l'erreur de processus (voir plus haut) aux CV des indices issus des relevés synoptiques et de la série de CPUE tirées de la pêche commerciale; ii) à une ou deux reprises pour la composition, au moyen de la méthode du document de Francis (2011) concernant les fréquences selon l'âge.

On a exécuté des analyses de sensibilité (avec des simulations de la méthode de MCCM complètes) en fonction de l'exécution centrale du scénario de référence composite (exécution 46 du complexe du nord : $M = 0,045$, CPUE $c_p = 0,2759$, matrice de l'erreur de détermination de l'âge « modérée »; exécution 11 du complexe du sud : $M = 0,045$, CPUE $c_p = 0,2529$, matrice de l'erreur de détermination de l'âge « modérée ») pour tester la sensibilité des résultats par rapport aux hypothèses du modèle de rechange (voir la description de la « matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante » à la section 6.2) :

- Complexe du nord
 - S01 (exécution 56) – estimation de M à l'aide de la valeur a priori normale $N(0,045,0,009)$
 - S02 (exécution 57) – réduction de 33 % de toutes les prises commerciales de 1965 à 1995
 - S03 (exécution 58) – augmentation de 50 % de toutes les prises commerciales de 1965 à 1995
 - S04 (exécution 59) – utilisation de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (± 5 âges), $M = 0,045$ et CPUE $c_p = 0,1$
 - S05 (exécution 60) – utilisation de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (± 5 âges), $M = 0,045$ et CPUE $c_p = 0,2759$
 - S06 (exécution 61) – utilisation de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (± 5 âges), $M = 0,045$ et CPUE $c_p = 0,4$
 - S07 (exécution 62) – utilisation de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (± 5 âges), $M = 0,035$ et CPUE $c_p = 0,4$
 - S08 (exécution 63) – utilisation de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge modérée (± 3 âges) avec le CV augmentant selon l'âge
- Complexe du sud
 - S01 (exécution 20) – réduction de 33 % de toutes les prises commerciales de 1965 à 1995
 - S02 (exécution 21) – augmentation de 50 % de toutes les prises commerciales de 1965 à 1995
 - S03 (exécution 22) – utilisation de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (± 5 âges), $M = 0,035$ et CPUE $c_p = 0,2529$
 - S04 (exécution 23) – utilisation de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (± 5 âges), $M = 0,045$ et CPUE $c_p = 0,2529$

-
- S05 (exécution 24) – utilisation de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (± 5 âges), $M = 0,055$ et $CPUE c_p = 0,2529$
 - S06 (exécution 25) – suppression du relevé triennal du NMFS

Le « meilleur ajustement » du mode de la distribution *a posteriori* a servi de point de départ à une recherche bayésienne dans les distributions *a posteriori* combinées des paramètres réalisée à l'aide de la méthode de MCCM. On a jugé que tous les modèles (exécution du scénario de référence et analyses de sensibilité) avaient convergé après six millions d'itérations. Pour ce faire, on a échantillonné chaque 5 000^e itération, ce qui a produit 1 200 tirages (1 000 échantillons après avoir éliminé les 200 premiers lors du rodage).

8. RÉSULTATS DU MODÈLE

8.1. COMPLEXE DU NORD

8.1.1. Exécution centrale

Les ajustements du modèle aux indices de l'abondance étaient généralement satisfaisants (figures F.1 à F.7), même si le point de l'indice de 2010 a été complètement omis. L'ajustement aux indices des CPUE issues des activités de pêche commerciale était essentiellement plat, sans les points des indices de 1996, 1997 et 2016. Cela a résulté en grande partie de l'ajout d'une erreur de processus de 28 %, qui permet à l'ajustement du modèle d'ignorer les valeurs aberrantes de l'indice des CPUE (figure F.3). L'utilisation d'une erreur de processus de 10 % a obligé l'ajustement à suivre le signal de plus près, ce qui, dans le cas de cette série du complexe du nord, a créé un scénario plus optimiste fondé sur la tendance générale à la hausse des CPUE. Les exécutions du modèle qui augmentaient l'erreur de processus concernant les CPUE à 40 % ont généralement traité la série de CPUE en tentant peu de correspondre aux écarts de la série. Malgré les exécutions qui ont effectivement omis la série de CPUE, son retrait de l'ensemble de données du modèle a donné des estimations de paramètres du mode de la distribution *a posteriori* non crédibles et pourrait entraîner une non-convergence dans les simulations de la méthode de MCCM; on n'a pas approfondi l'étude de cette option dans la présente évaluation des stocks.

Les ajustements aux données sur la fréquence selon l'âge issues de la pêche « chalut » étaient généralement bons, les résidus indiquant des écarts dans les classes d'âge plus âgées (figure F.6). Les ajustements aux données sur la fréquence selon l'âge issues de la pêche « autre » n'étaient pas aussi bons que ceux de la pêche « chalut », mais ils ont été jugés acceptables (figure F.8); cependant, ils omettaient toujours la classe « grand et plus ». Les ajustements aux données sur la fréquence selon l'âge issues du relevé sur la côte ouest de Haida Gwaii étaient bons, mais il y avait des résidus négatifs importants dans les relevés de 2012 et de 2016 et dans les groupes d'âge moyens de 20 à 45 ans environ (figure F.10).

Les estimations modélisées de l'âge moyen ne correspondaient que partiellement aux âges moyens observés (figure F.11). La correspondance était la plus importante pour la pêche « chalut », mais aucune des exécutions d'essai n'a pu correspondre aux âges observés dans les échantillons de 1978 et de 1982, dont l'âge moyen était beaucoup plus bas que prévu étant donné que les échantillons ont été prélevés relativement tôt, ce qui signifie une prépondérance de poissons plus âgés. Les estimations du recrutement semblaient typiques de celles d'autres évaluations du sébaste (figure F.12). Les résidus du recrutement présentaient une certaine autocorrélation, mais elle ne semblait pas extrême (figure F.13).

L'estimation du mode de la distribution a posteriori concernant la fonction de sélectivité relative à la pêche commerciale « chalut » était bien établie étant donné que les valeurs a priori des paramètres étaient toutes uniformes (figure F.14). L'ogive de maturité, générée à partir d'un modèle ajusté de l'extérieur (voir l'annexe D), a un long côté droit, ce qui place l'intersection de la courbe de sélectivité de la pêche « chalut » avec l'ogive de maturité vers l'âge de 28 ans, dénotant que des poissons non matures sont pêchés. Même si les valeurs a priori de l'âge à la sélectivité maximale pour la pêche « autre » et le relevé au large de la côte ouest de Haida Gwaii étaient relativement proches (CV = 20 %), la procédure d'estimation a déplacé les courbes de sélectivité vers la droite, de sorte que la sélectivité des femelles coupait la courbe de maturité à 40 et 35 ans, respectivement.

Les traces de la méthode de MCCM ont révélé des propriétés de convergence acceptables (aucune tendance affichant une augmentation du nombre d'échantillons) pour les paramètres estimés (figure F.16), tout comme les analyses diagnostiques qui ont séparé les échantillons *a posteriori* en trois segments consécutifs égaux (figure F.17); on a vérifié l'autocorrélation des paramètres jusqu'à 60 décalages (figure F.18). La plupart des médianes des paramètres ne se sont pas beaucoup éloignées de leur estimation initiale du mode de la distribution a posteriori (figure F.19).

8.1.2. Scénario de référence composite

Le scénario de référence composite était composé de neuf exécutions couvrant deux axes d'incertitude : $M_{1,2} \in \{0.035, 0.045, 0.055\}$ et CPUE $c_p \in \{0.1, 0.2759, 0.4\}$ pour la présente évaluation des stocks.

On a estimé que l'incertitude concernant M , CPUE c_p et la largeur de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge étaient les composantes les plus importantes de l'incertitude relative à cette évaluation des stocks. Les deux premières catégories ont été considérées comme les plus importantes et ont formé les deux axes d'incertitude dans le scénario de référence composite. On a étudié la dernière au moyen d'analyses de sensibilité.

Pour chaque exécution connexe, on a généré 1 000 échantillons selon la méthode de MCCM, puis on les a regroupés afin de fournir une moyenne de la trajectoire du stock pour l'état de la population et l'avis à l'intention des gestionnaires. Il était possible d'estimer M , mais les estimations étaient souvent supérieures à $M = 0,06$, ce qui semblait déraisonnable compte tenu de l'âge maximal apparent de ce complexe d'espèces. Nous incluons dans la section suivante une analyse de sensibilité qui démontre l'effet de l'estimation de M .

Les neuf exécutions décrites ci-dessus ont convergé sans problème grave lié aux diagnostics de la méthode de MCCM (résultats des diagnostics semblables à ceux décrits pour l'exécution centrale, voir l'annexe F). Les figures F.20 à F.22 montrent les diagnostics associés au paramètre R_0 pour chacune des neuf exécutions, et la figure F.23 illustre la distribution de tous les paramètres estimés. Dans la plupart des cas, les exécutions produisaient des estimations de paramètres avec des distributions très semblables. Les paramètres R_0 et q variaient selon M : R_0 augmentait et q diminuait lorsque M augmentait. Pour chaque valeur de M , R_0 diminuait et q augmentait lorsque CPUE c_p augmentait. Les paramètres de sélectivité différaient peu entre les trois estimations de M , mais changeaient constamment avec l'indice c_p (figure F.23).

À l'instar des distributions des paramètres, celles des quantités dérivées (figure F.24) variaient selon M et CPUE c_p , principalement parce que B_0 et le RMD variaient selon les axes d'incertitude, augmentant lorsque M augmentait, diminuant lorsque CPUE c_p diminuait.

Le scénario de référence composite, comprenant neuf exécutions de simulation selon la méthode de MCCM regroupées, a servi à calculer un ensemble d'estimations de paramètres

(tableau 1, tableau F.4) et à déterminer les valeurs à l'équilibre ainsi que les valeurs associées au RMD (tableau 2, tableau F.5). Si l'on présume une stratégie de prises constantes de 600 t/année (et une stratégie de taux de récolte de $u = 0,10/\text{an}$), la trajectoire de la population liée au scénario de référence composite pour la période de 1935 à 2021 et la biomasse projetée jusqu'en 2096 (figure 3, figure F.25) indiquent que la médiane de la biomasse du stock restera au-dessus du point de référence supérieur (PRS) pour la 1,5 prochaine génération (75 ans). La limite inférieure de l'enveloppe de probabilité de la stratégie de prises constantes atteint les zones de prudence et critique après environ une demi-génération, car les prélèvements cumulatifs sont beaucoup plus importants que ceux effectués dans le cadre d'une stratégie de taux de récolte de $0,10/\text{an}$. Cependant, la majeure partie de la distribution des projections se situe bien au-dessus de ces zones et les projections à long terme qui supposent qu'il n'y a pas d'intervention active de gestion lorsque l'effectif des stocks est réduit à de faibles niveaux nous semblent peu fiables.

Un diagramme de phase de l'évolution temporelle de la biomasse féconde et du taux d'exploitation dans les deux pêches modélisées selon les valeurs au RMD (figure 4, figure F.29) indique que le stock se trouve dans la zone saine, avec une position actuelle à $B_{2021}/B_{RMD} = 2,21$ (1,50, 3,15), $u_{2020(\text{chalut})}/u_{RMD} = 0,060$ (0,023, 0,138) et $u_{2020(\text{autre})}/u_{RMD} = 0,110$ (0,028, 0,321).

Tableau 1. Complexe du nord : Quantiles de la distribution a posteriori d'après 9 000 échantillons selon la méthode de MCCM pour les principaux paramètres du modèle estimés concernant le scénario de référence composite de l'évaluation du stock. À l'exception de R_0 , les indices renvoient à la source des données : 1 = relevé synoptique sur la côte ouest de Haida Gwaii, 2 = série des indices de CPUE ou de données provenant de la pêche commerciale « chalut », et 3 = données provenant de la pêche commerciale « autre ».

Variable	5 %	50 %	95 %
R_0	980	1 643	3 521
q_1	0,156	0,280	0,487
q_2	0,0000412	0,0000685	0,000109
μ_1	35,1	41,7	50,4
μ_2	28,8	33,3	37,3
μ_3	38,8	43,3	53,7
Δ_1	-3,44	-0,646	2,24
Δ_2	-2,16	-0,975	0,0997
Δ_3	-5,48	-2,00	2,30
$\log v_{1L}$	4,50	5,28	5,92
$\log v_{2L}$	3,30	4,18	4,75
$\log v_{3L}$	-13,1	5,16	5,96

Tableau 2. Complexe du nord : Paramètres et quantiles connexes calculés selon 9 000 échantillons de la valeur a posteriori de la méthode de MCCM pour le scénario de référence composite. Il est à noter que toutes les définitions de la biomasse vulnérable ont été obtenues au moyen de la sélectivité propre aux pêches évaluées. Voici les définitions : B_0 – biomasse féconde en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul (femelles matures); V_0 – biomasse vulnérable en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul (mâles et femelles); B_{2021} – biomasse féconde au début de 2021; V_{2021} – biomasse vulnérable au milieu de 2020; u_{2020} – taux d'exploitation (prises totales par rapport à la biomasse vulnérable) au milieu de 2020; u_{max} – taux d'exploitation maximal (calculé pour chaque échantillon comme le taux d'exploitation maximal de 1935 à 2020); B_{RMD} – biomasse féconde en situation d'équilibre au rendement maximal durable (RMD); u_{RMD} – taux d'exploitation en situation d'équilibre au RMD; V_{RMD} – biomasse vulnérable en situation d'équilibre au RMD. Toutes les valeurs de la biomasse (B , V , RMD) sont exprimées en tonnes. Au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), les prises moyennes étaient de 548 t.

Valeurs tirées des résultats modélisés			
Variable	5 %	50 %	95 %
B_0	13 058	15 413	20 693
V_0 (chalut)	22 056	27 588	34 360
V_0 (autre)	15 965	19 483	27 661
B_{2021}	5 475	9 153	17 176
V_{2021} (chalut)	9 242	15 963	30 283
V_{2021} (autre)	2 493	8 970	22 357
B_{2021} / B_0	0,405	0,595	0,840
V_{2021} / V_0 (chalut)	0,387	0,590	0,903
V_{2021} / V_0 (autre)	0,153	0,455	0,833
u_{2020} (chalut)	0,00823	0,0157	0,0269
u_{2020} (autre)	0,00939	0,0234	0,087
u_{max} (chalut)	0,0508	0,0622	0,078
u_{max} (autre)	0,0479	0,0894	0,173
Données fondées sur le RMD			
Variable	5 %	50 %	95 %
RMD	474	636	1 115
B_{RMD}	3 519	4 140	5 519
0,4 B_{RMD}	1 408	1 656	2 208
0,8 B_{RMD}	2 815	3 312	4 415
B_{2021} / B_{RMD}	1,50	2,21	3,15
B_{RMD} / B_0	0,260	0,269	0,276
V_{RMD}	1 577	2 675	4 150
V_{RMD} / V_0 (chalut)	0,0558	0,101	0,153
V_{RMD} / V_0 (autre)	0,0926	0,130	0,178
u_{RMD}	0,164	0,268	0,400
u_{2020} / u_{RMD} (chalut)	0,0234	0,0602	0,138
u_{2020} / u_{RMD} (autre)	0,0281	0,110	0,321

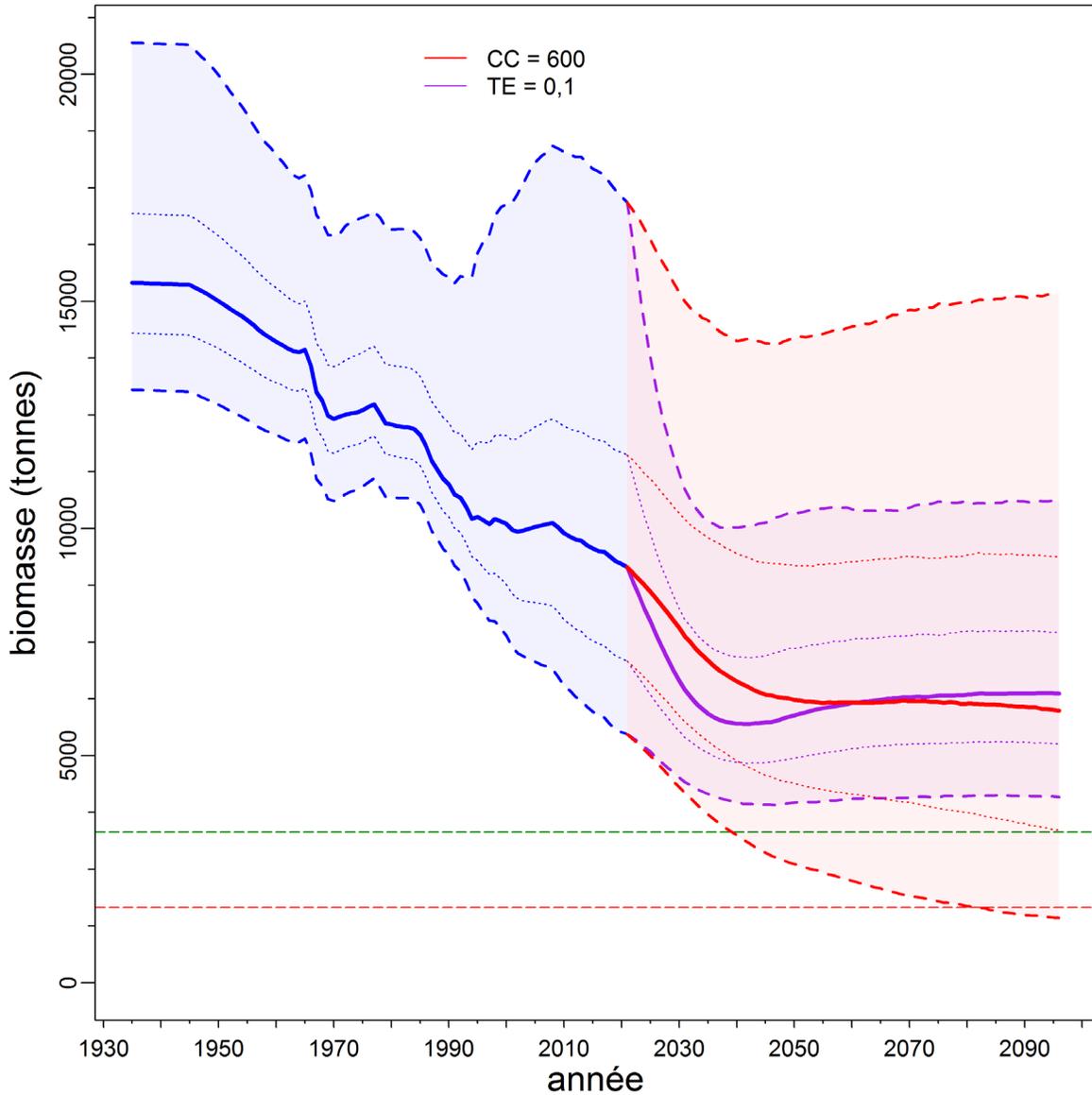


Figure 3. Complexe du nord : Estimations de la biomasse féconde en tonnes (B_t) pour le scénario de référence composite. La trajectoire de la médiane de la biomasse est représentée par une ligne pleine entourée de son intervalle de crédibilité à 90 % (quantiles : 0,05 à 0,95) en bleu et délimitée par des lignes tiretées pour les années $t=1935$ à 2021; la biomasse projetée est représentée en rouge (stratégie de prises constantes) et en violet (stratégie de taux de récolte) pour les années $t=2022$ à 2096. L'intervalle de crédibilité à 50 % (quantiles : 0,25 à 0,75) est également délimité par des lignes pointillées. Les lignes horizontales tiretées montrent la médiane du point de référence limite $PRL = 0,4 B_{RMD}$ et du point de référence supérieur $PRS = 0,8 B_{RMD}$.

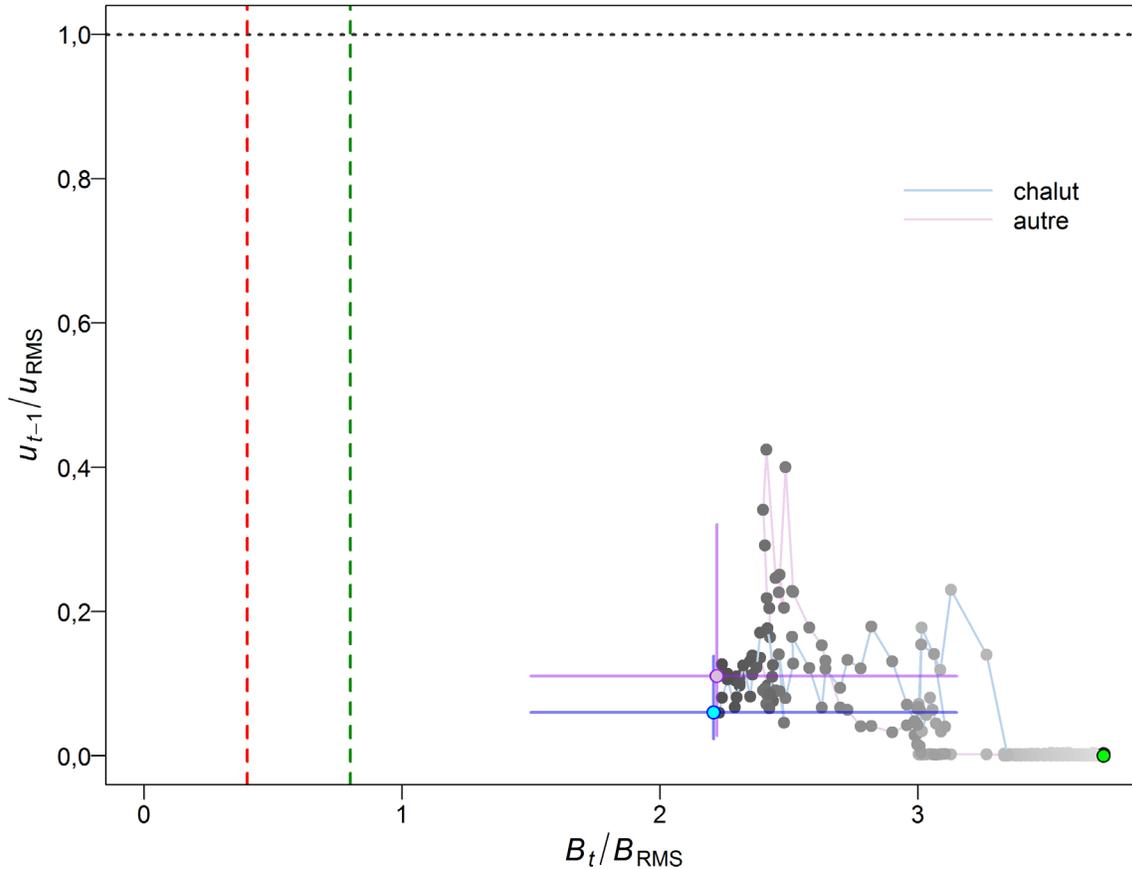


Figure 4. Complexe du nord : diagramme de phase dans le temps présentant les valeurs médianes des rapports B_t/B_{RMS} (biomasse féconde au début de l'année t par rapport à B_{RMS}) et deux mesures de la pression de la pêche : « chalut » ($u_{t-1(chalut)}/u_{RMD}$; point cyan) et « autre » ($u_{t-1(autre)}/u_{RMD}$; point violet) [les deux valeurs représentent le taux d'exploitation au milieu de l'année $t-1$ par rapport à u_{RMS} pour chaque pêche] selon le scénario de référence composite. Le cercle plein vert représente la première année de la série chronologique (1935). Les années passent ensuite des couleurs pâles aux couleurs foncées et la dernière année ($t = 2021$) est représentée par un cercle plein cyan (« chalut ») ou violet (« autre »); les lignes bleues/violettes transversales représentent les quantiles 0,05 et 0,95 des distributions a posteriori de la dernière année. Les lignes tiretées verticales rouges et vertes représentent les points de référence provisoires selon l'approche de précaution $PRL = 0,4 B_{RMD}$ et $PRS = 0,8 B_{RMD}$. La ligne pointillée horizontale grise représente la valeur du paramètre u_{RMD} .

8.1.3. Analyses de sensibilité

On a exécuté huit analyses de sensibilité (avec les simulations complètes de la méthode de MCCM) par rapport à l'exécution centrale (exécution 46 : $M = 0,045$, $CPUE c_p = 0,2759$) afin de tester la sensibilité des résultats aux hypothèses du modèle de recharge. Toutes les analyses de sensibilité, sauf une, ont été repondérées à une reprise à l'aide de la procédure de Francis (2011) pour les fréquences selon l'âge; l'analyse S01 (exécution 56) était instable et il a fallu fixer les valeurs a priori de la sélectivité pour la pêche « autre » (μ_3 et $\log v_{3L}$) aux estimations du mode de la distribution a posteriori. On a ajusté les CV de l'indice de l'abondance uniquement pour la première repondération, en utilisant soit ceux qui avaient été adoptés dans l'exécution centrale (relevé = 0,25, $CPUE = 0,2759$), soit des erreurs de processus précises. Les différences entre les analyses de sensibilité (y compris l'exécution centrale) sont résumées dans les tableaux des estimations de la médiane des paramètres (tableau F.62) et des valeurs médianes fondées sur le RMD (tableau F.63).

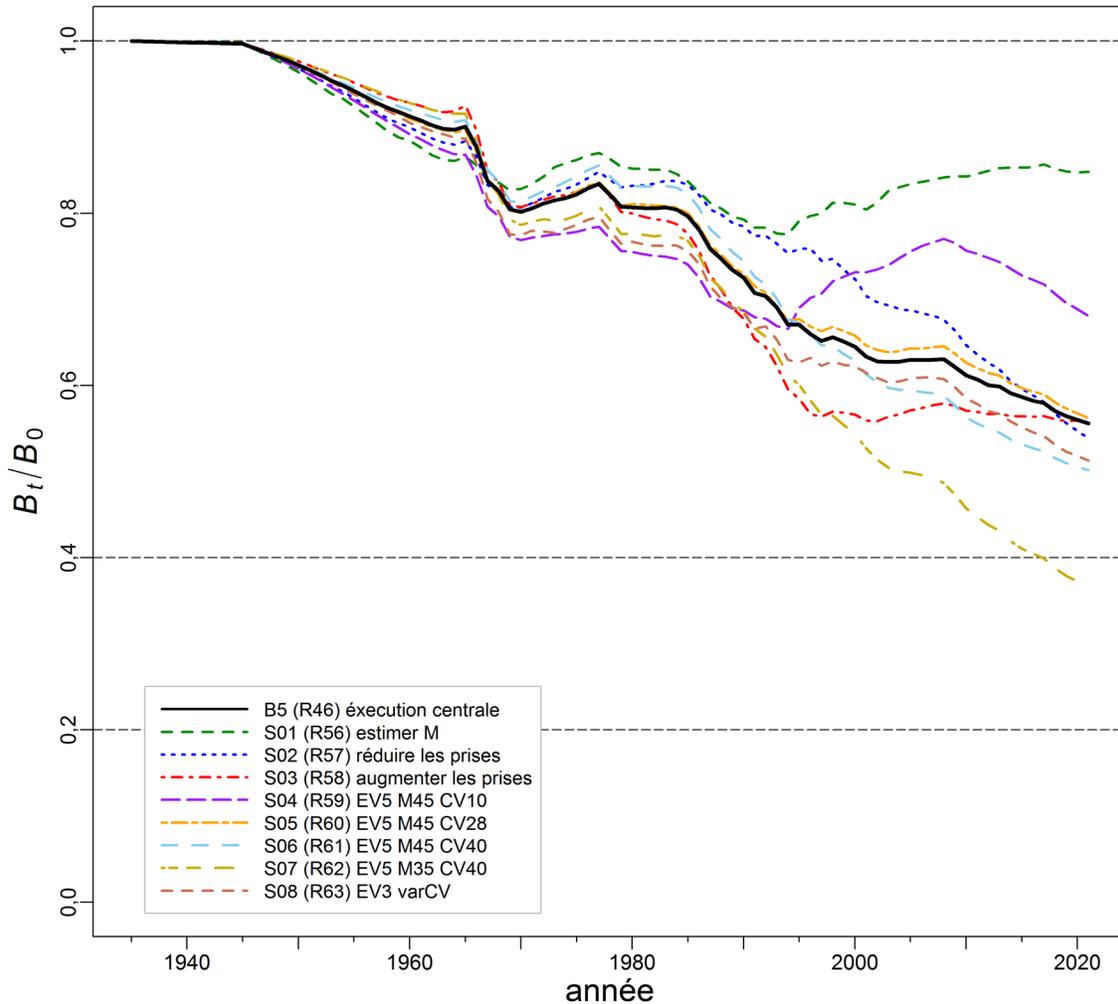


Figure 5. Complexe du nord : Trajectoires médianes modélisées de la biomasse féconde comme une proportion de la biomasse en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul (B_t/B_0) pour l'exécution centrale et huit analyses de sensibilité (voir la légende en bas à gauche). Les lignes tiretées horizontales montrent des points de référence utilisés par d'autres autorités compétentes : $0,2 B_0$ (correspond presque au PRS du MPO), $0,4 B_0$ (souvent un niveau cible au-delà de B_{RMD}) et B_0 (biomasse féconde à l'équilibre).

Les graphiques des diagnostics (figures F.31 à F.33) indiquent que selon la méthode de MCCM, sept analyses de sensibilité affichaient un bon comportement et que l'une affichait un comportement médiocre et peu crédible :

- Bon – Aucune tendance liée aux traces, alignement des chaînes fractionnées, aucune autocorrélation ou peu
 - S02 (-33 % des prises commerciales antérieures de 1965 à 1995)
 - S03 (+50% des prises commerciales antérieures de 1965 à 1995)
 - S04 (erreur de détermination de l'âge importante, $M = 0,045$, CPUE $c_p = 0,1$)
 - S05 (erreur de détermination de l'âge importante, $M = 0,045$, CPUE $c_p = 0,2759$)
 - S06 (erreur de détermination de l'âge importante, $M = 0,045$, CPUE $c_p = 0,4$)

-
- S07 (erreur de détermination de l'âge importante, $M = 0,035$, CPUE $c_p = 0,4$)
 - S08 (erreur de détermination de l'âge modérée avec CV croissant avec l'âge, $M = 0,045$, CPUE $c_p = 0,2759$)
 - Médiocre – Tendances liées aux traces qui fluctuent considérablement ou affichent une augmentation ou une diminution constante, chaînes fractionnées différentes les unes des autres, autocorrélation importante
 - S01 (estimation de M)

L'analyse qui a estimé M (S01) peut ne pas avoir convergé, et les diagnostics marginaux laissent supposer une instabilité dans le modèle. De plus, la valeur *a posteriori* de M_2 (mâles), 0,065 (0,059; 0,073), a largement dépassé la valeur *a priori* ($N(0,045; 0,009)$) et a été jugée irréaliste compte tenu de la longévité des espèces du complexe.

Les trajectoires des médianes de B_t par rapport à B_0 (figure 5, figure F.34) montrent que l'estimation de M (S01) a donné le scénario le plus optimiste, et que l'analyse la plus pessimiste était celle qui utilisait une matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante, la valeur la plus basse de M et l'indice CPUE c_p le plus grand (S07). Seule l'analyse de sensibilité qui variait de l'analyse centrale en utilisant une erreur de détermination de l'âge importante (S05) avait tendance à refléter fidèlement l'exécution centrale, ce qui indique une faible sensibilité à ce niveau plus large d'erreur de détermination de l'âge par rapport à l'erreur de détermination de l'âge plus restreinte utilisée dans le scénario de référence composite. Les deux analyses de sensibilité des prises (S02, S03) se sont écartées de l'exécution centrale pendant la période reconstituée, mais ont abouti à un épuisement similaire du stock reproducteur (B_{2021}/B_0). Les deux analyses de sensibilité qui différaient compte tenu des CPUE ($c_p \in \{0,1, 0,4\}$) [ainsi que de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante] étaient considérablement plus optimistes et plus pessimistes que l'exécution centrale, respectivement. La trajectoire utilisant une erreur de détermination de l'âge avec un CV croissant selon l'âge (S08) suivait l'exécution centrale jusqu'aux environs de 1990, puis a reflété le scénario d'augmentation des prises (S02) par la suite. La conclusion générale est qu'en plus d'être sensible aux valeurs de M , le résultat du modèle dépend également de la pondération des données sur les CPUE. Si on accorde de l'importance aux CPUE dans le modèle, la trajectoire de la population est plus optimiste, compte tenu de la tendance généralement à la hausse des CPUE; mais si le modèle ne tient pas compte de l'indice des CPUE, on obtient une trajectoire plus pessimiste. La nécessité d'utiliser les CPUE pour exercer une influence stabilisatrice a également été constatée dans la dernière évaluation des stocks de bocaccios de la Colombie-Britannique (Starr et Haigh 2022), qui présentait un déclin monotone de la population jusqu'à un important événement de recrutement en 2016.

Les estimations des paramètres variaient peu entre les analyses de sensibilité (figure F.37), à l'exception de S01. Les quantités déterminées à partir du RMD (figure F.38) affichaient des valeurs étrangement élevées de u_{RMD} pour une espèce longévive (p. ex. dans l'exécution centrale, $u_{RMD}=0,20/an$, tableau F.63). La valeur la plus faible de u_{RMD} (0,13/an) apparaît dans l'analyse S08 (augmentation du CV dans l'erreur de détermination de l'âge).

L'état des stocks (B_{2021}/B_{RMD}) pour les sensibilités (figure F.39) apparaît toujours dans la zone saine du MPO.

8.2. COMPLEXE DU SUD

8.2.1. Exécution centrale

Les ajustements du modèle aux indices de l'abondance étaient généralement satisfaisants (figures F.41 à F.44), même si le point de l'indice de 2010 de la côte ouest de l'île de Vancouver était mal ajusté. L'ajustement à la série d'indices des CPUE était beaucoup plus proche lorsqu'on utilisait une erreur de processus de 10 %, ce qui a amené la biomasse à suivre de plus près le signal des CPUE, alors que les valeurs plus élevées des CPUE c_p omettaient la série. On n'a pas tenté de retirer la série des indices de CPUE pour ce stock parce que l'opération équivalente pour le complexe du nord a entraîné un mauvais comportement du modèle. On a supposé que pour le complexe du sud, comme pour celui du nord, une série de CPUE avait une influence stabilisatrice sur le modèle.

Les ajustements aux données sur la fréquence selon l'âge issues de la pêche « chalut » étaient généralement bons (figure F.47); toutefois, l'ajustement du mode de la distribution a posteriori a souvent sous-estimé les proportions selon l'âge observées. Les ajustements aux fréquences selon l'âge pour la pêche « autre » étaient très mauvais, mais un seul de ces échantillons pouvait être non représentatif (figure F.49).

Les ajustements aux fréquences selon l'âge du relevé dans le bassin de la Reine-Charlotte étaient bons, mais comportaient de nombreux résidus négatifs (figure F.51). Les ajustements aux fréquences selon l'âge du relevé sur la côte ouest de l'île de Vancouver étaient un peu meilleurs que ceux du relevé dans le bassin de la Reine-Charlotte. Les deux relevés ont souffert d'un manque de données, parce que les données sur les fréquences selon l'âge faisaient défaut pour beaucoup des années de relevé, ou parce que les âges n'avaient pas été déterminés.

Les estimations modélisées de l'âge moyen ne correspondaient que partiellement aux âges moyens observés (figure F.54). Comme dans le cas du complexe du nord, les poids moyens observés durant les premières années de la pêche « chalut » ne correspondaient pas aux estimations du modèle, le modèle estimant beaucoup plus de poissons plus âgés que ceux qui étaient présents dans l'échantillon d'âge, ce qui indique que ces échantillons n'étaient peut-être pas représentatifs de la pêche. Les estimations du recrutement semblaient typiques de celles des autres évaluations du sébaste (figure F.55), avec plusieurs grands événements de recrutement. Une autocorrélation était évidente dans les résidus du recrutement, et s'atténuait après les 20 premiers décalages (figure F.56).

L'estimation du mode de la distribution a posteriori pour la sélectivité de la pêche commerciale « chalut » indiquait que cette pêche capturait de grandes quantités de poissons immatures, tandis que la pêche « autre » ne capturait que des poissons matures (figure F.57). Les courbes de sélectivité des deux relevés synoptiques étaient bien à gauche de l'ogive de maturité, ce qui confirme qu'elles interceptaient des poissons relativement jeunes. Cela était particulièrement vrai pour le relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, car les données sur les fréquences selon l'âge et les fréquences selon la longueur indiquaient que ce relevé capturait des poissons beaucoup plus jeunes que le relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver.

Les traces de la méthode de MCCM ont révélé des propriétés de convergence acceptables (aucune tendance affichant une augmentation du nombre d'échantillons) pour les paramètres estimés (figure F.59), tout comme les analyses diagnostiques qui ont séparé les échantillons a posteriori en trois segments consécutifs égaux (figure F.60); on a vérifié l'autocorrélation des paramètres jusqu'à 60 décalages (figure F.61). La plupart des médianes des paramètres ne se sont pas beaucoup éloignées de leur estimation initiale du mode de la distribution a posteriori (figure F.62).

8.2.2. Scénario de référence composite

Au cours du processus d'examen par les pairs, les participants ont convenu d'utiliser seulement six exécutions (sur les neuf possibles) pour le scénario de référence composite, car les trois rejetées présentaient de mauvais diagnostics de la méthode de MCCM. On a regroupé les 1 000 échantillons selon la méthode de MCCM des six exécutions dont les diagnostics de la méthode de MCCM étaient acceptables pour créer un ensemble a posteriori composite de 6 000 échantillons, qui a servi à estimer l'état de la population et à produire un avis à l'intention des gestionnaires. Il convient de noter que pour toutes ces analyses, il a fallu fixer les deux ensembles de paramètres de sélectivité du relevé à leurs valeurs du mode de la distribution a posteriori afin d'obtenir des diagnostics de la méthode de MCCM acceptables.

Comme pour le complexe du nord, on pensait que l'incertitude concernant M , CPUE c_p et la largeur de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge étaient les composantes les plus importantes de l'incertitude relative à cette évaluation des stocks. Les deux premières catégories ont été considérées comme les plus importantes et ont formé les deux axes d'incertitude dans le scénario de référence composite. On a étudié la dernière au moyen d'analyses de sensibilité.

Pour chaque exécution connexe possible, on a généré 1 000 échantillons selon la méthode de MCCM, puis on les a regroupés afin de fournir une moyenne de la trajectoire du stock pour l'état de la population et l'avis à l'intention des gestionnaires. Les figures F.63 à F.65 illustrent les diagnostics pour le paramètre R_0 dans chacune des exécutions. Les neuf exécutions ont convergé, certaines présentant des diagnostics de la méthode de MCCM médiocres; cinq affichaient des chaînes défectueuses (figure F.64) et trois une autocorrélation indésirable (figure F.65).

En fonction des diagnostics, les exécutions sont classées subjectivement comme suit :

- Bon – Aucune tendance liée aux traces, alignement des chaînes fractionnées, aucune autocorrélation
 - B2, B3, B5 et B9
- Marginal – Tendances liées aux traces interrompues de façon temporaire, chaînes fractionnées quelque peu défectueuses, un peu d'autocorrélation
 - B1, B4 et B6
- Médiocre – Tendances liées aux traces qui fluctuent considérablement ou affichent une augmentation ou une diminution constante, chaînes fractionnées différentes les unes des autres, autocorrélation importante
 - B7 et B8

Les participants à l'examen régional par les pairs ont décidé d'exclure les exécutions présentant des diagnostics médiocres (B7 et B8) et une autre ayant des diagnostics marginaux (B4) de l'ensemble possible d'exécutions pour le scénario de référence composite. On a regroupé les exécutions retenues (B1, B2, B3, B5, B6, B9) afin de fournir une moyenne de la trajectoire du stock pour l'état de la population et l'avis à l'intention des gestionnaires.

La figure F.66 montre des graphiques de la distribution des paramètres estimés. Les paramètres de sélectivité sont demeurés relativement constants dans toutes les exécutions (distributions qui se chevauchent). Le paramètre R_0 a augmenté de façon exponentielle de B1 à B9, les deux dernières exécutions montrant des distributions a posteriori pour R_0 qui sont beaucoup plus élevées que les sept précédentes. Les paramètres q ne semblaient pas varier

selon M , mais étaient sensibles aux différences de CPUE c_p , en particulier entre l'erreur de processus faible ($c_p = 0,1$) et celle basée sur le modèle ($c_p = 0,2529$).

Comme pour les paramètres, les distributions des quantités déterminées (figure F.67) variaient selon M et l'indice de CPUE c_p ; cependant, la différence dans le RMD était exagérée par l'indice de CPUE c_p pour les valeurs élevées de M .

Le scénario de référence composite, comprenant six exécutions de simulation selon la méthode de MCCM regroupées, a servi à calculer un ensemble d'estimations de paramètres (tableau 3, tableau F.67) et à déterminer les valeurs à l'équilibre ainsi que les valeurs associées RMD (tableau 4, tableau F.68). La trajectoire de la population du scénario de référence composite de 1935 à 2021 et la biomasse projetée jusqu'en 2096 (figure 6, Figure F.68), en supposant une stratégie de prises constantes de 300 t/an (et une stratégie de taux de récolte de $u = 0,06$ /an), indiquent que la médiane de la biomasse du stock finira par s'effondrer au taux de prélèvement actuel (prises moyennes sur cinq ans de 291 t). La stratégie d'un taux de récolte fixe semble plus durable, la médiane de la biomasse projetée demeurant au-dessus du PRS pour la 1,5 prochaine génération (75 ans). Les projections à long terme qui supposent qu'il n'y a pas d'intervention active de gestion lorsque l'effectif des stocks est réduit à de faibles niveaux nous semblent peu fiables.

Un diagramme de phase de l'évolution temporelle de la biomasse féconde et du taux d'exploitation dans les deux pêches modélisées selon les valeurs au RMD (figure 7, figure F.72) indique que le stock se trouve dans la zone saine, avec une position actuelle à $B_{2021}/B_{RMD} = 1,07$ (0,58, 2,61), $u_{2020(chalut)}/u_{RMD} = 1,17$ (0,19, 2,59) et $u_{2020(autre)}/u_{RMD} = 0,72$ (0,13, 1,77). Le taux de récolte de la pêche « chalut » est supérieur à U_{RMD} .

Tableau 3. Complexe du sud : Quantiles de la distribution a posteriori d'après 6 000 échantillons selon la méthode de MCCM pour les principaux paramètres du modèle estimés concernant le scénario de référence composite de l'évaluation du stock. À l'exception de R_0 , les indices renvoient à la source des données : 1 = relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, 2 = relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, 3 = relevé triennal du NMFS, 4 = série des indices de CPUE ou de données provenant de la pêche commerciale « chalut », et 5 = données provenant de la pêche commerciale « autre ».

Variable	5 %	50 %	95 %
R_0	359	511	1 795
q_1	0,0289	0,0884	0,142
q_2	0,0128	0,0391	0,0672
q_3	0,0213	0,0567	0,138
q_4	0,000067	0,000179	0,000295
μ_4	20,6	25,3	30,7
μ_5	47,2	56,1	65,4
Δ_4	-0,84	1,45	3,78
Δ_5	-0,51	0,669	1,83
$\log v_{4L}$	3,27	4,35	5,18
$\log v_{5L}$	5,81	6,51	7,28

Tableau 4. Complexe du sud : Paramètres et quantiles connexes calculés selon 6 000 échantillons de la valeur a posteriori de la méthode de MCCM pour le scénario de référence composite. Il est à noter que toutes les définitions de la biomasse vulnérable ont été obtenues au moyen de la sélectivité propre aux pêches évaluées. Voici les définitions : B_0 – biomasse féconde en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul (femelles matures); V_0 – biomasse vulnérable en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul (mâles et femelles); B_{2021} – biomasse féconde au début de 2021; V_{2021} – biomasse vulnérable au milieu de 2020; u_{2020} – taux d'exploitation (prises totales par rapport à la biomasse vulnérable) au milieu de 2020; u_{max} – taux d'exploitation maximal (calculé pour chaque échantillon comme le taux d'exploitation maximal de 1935 à 2020); B_{RMD} – biomasse féconde en situation d'équilibre au rendement maximal durable (RMD); u_{RMD} – taux d'exploitation en situation d'équilibre au RMD; V_{RMD} – biomasse vulnérable en situation d'équilibre au RMD. Toutes les valeurs de la biomasse (B , V , RMD) sont exprimées en tonnes. Au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), les prises moyennes étaient de 291 t.

Valeurs tirées des résultats modélisés			
Variable	5 %	50 %	95 %
B_0	5 187	6 045	10 574
V_0 (chalut)	10 927	13 136	23 704
V_0 (autre)	6 813	8 643	13 292
B_{2021}	818	1 725	7 078
V_{2021} (chalut)	1 772	3 964	15 566
V_{2021} (autre)	752	2 037	7 289
B_{2021} / B_0	0,155	0,286	0,68
V_{2021} / V_0 (chalut)	0,159	0,304	0,666
V_{2021} / V_0 (autre)	0,104	0,239	0,572
u_{2020} (chalut)	0,0193	0,0716	0,150
u_{2020} (autre)	0,0130	0,0442	0,112
u_{max} (chalut)	0,0259	0,0717	0,150
u_{max} (autre)	0,0264	0,0592	0,125
Données fondées sur le RMD			
Variable	5%	50%	95 %
RMD	152	193	495
B_{RMD}	1 380	1 611	2 739
0,4 B_{RMD}	552	644	1 095
0,8 B_{RMD}	1 104	1 289	2 191
B_{2021} / B_{RMD}	0,582	1,07	2,61
B_{RMD} / B_0	0,258	0,265	0,272
V_{RMD}	2 418	3 213	5 130
V_{RMD} / V_0 (chalut)	0,184	0,239	0,289
V_{RMD} / V_0 (autre)	0,326	0,369	0,426
u_{RMD}	0,050	0,062	0,106
u_{2020} / u_{RMD} (chalut)	0,191	1,17	2,59
u_{2020} / u_{RMD} (autre)	0,134	0,721	1,77

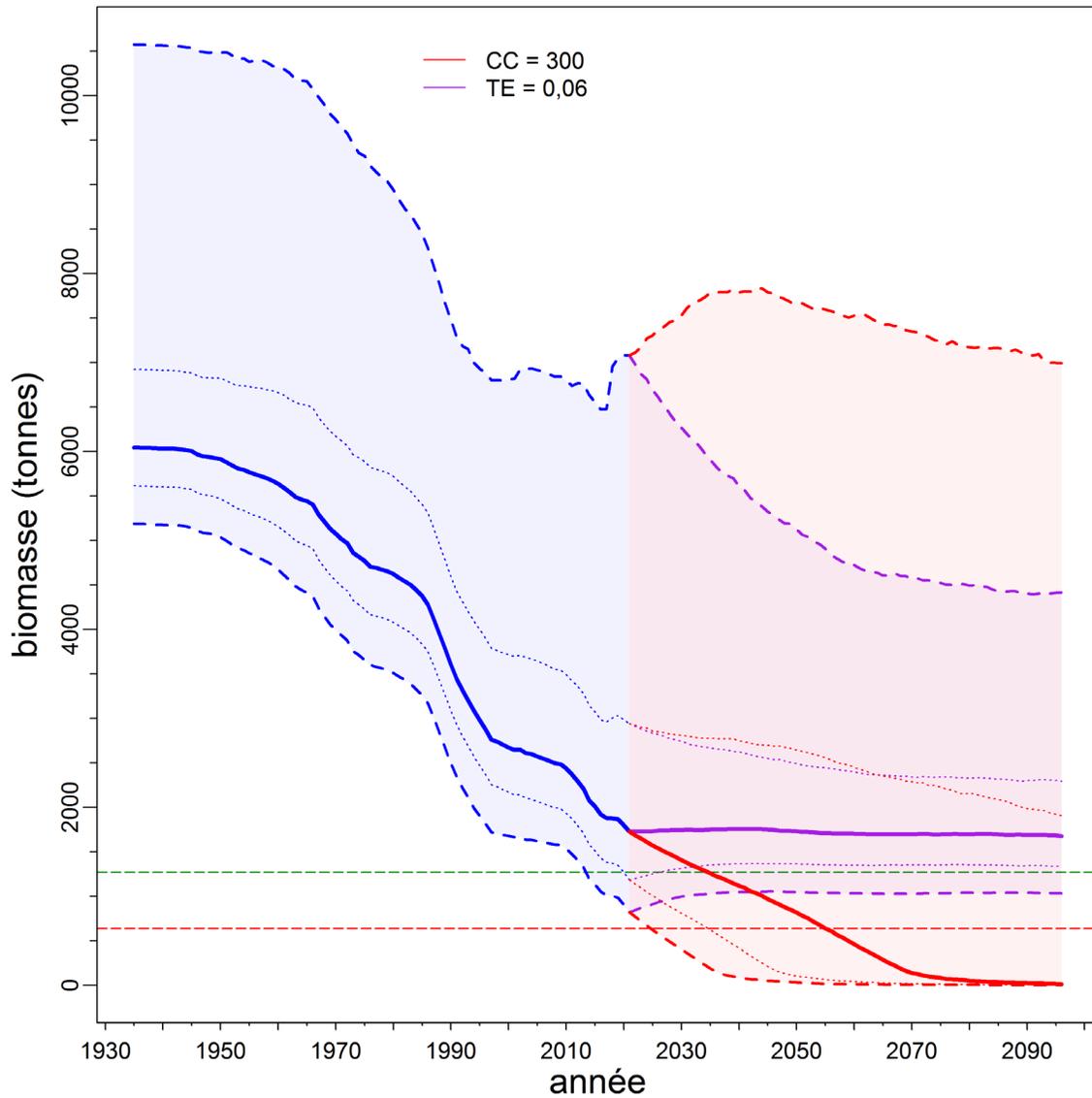


Figure 6. Complexe du sud : Estimations de la biomasse féconde en tonnes (B_t) pour le scénario de référence composite. La trajectoire de la médiane de la biomasse est représentée par une ligne pleine entourée de son intervalle de crédibilité à 90 % (quantiles : 0,05 à 0,95) en bleu et délimitée par des lignes tiretées pour les années $t = 1935$ à 2021; la biomasse projetée est représentée en rouge (stratégie de prises constantes) et en violet (stratégie de taux de récolte) pour les années $t=2022$ à 2096. L'intervalle de crédibilité à 50 % (quantiles : 0,25 à 0,75) est également délimité par des lignes pointillées. Les lignes horizontales tiretées montrent la médiane du point de référence limite $PRL = 0,4 B_{RMD}$ et du point de référence supérieur $PRS = 0,8 B_{RMD}$.

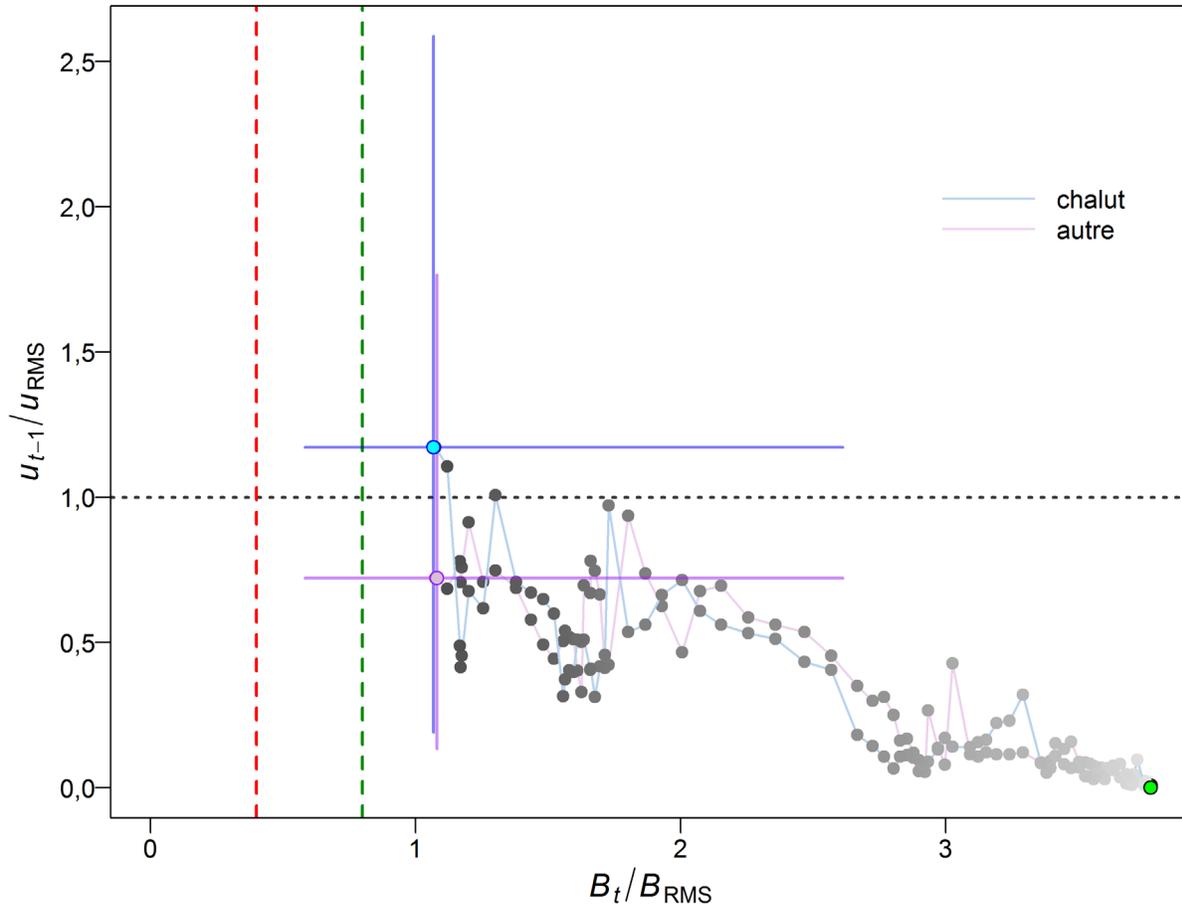


Figure 7. Complexe du sud : Diagramme de phase dans le temps présentant les valeurs médianes des rapports B_t/B_{RMD} (biomasse féconde au début de l'année t par rapport à B_{RMD}) et deux mesures de la pression de la pêche : « chalut » ($u_{t-1}(\text{chalut})/u_{RMD}$; point cyan) et « autre » ($u_{t-1}(\text{autre})/u_{RMD}$; point violet). Ces deux valeurs représentent le taux d'exploitation au milieu de l'année $t-1$ par rapport à u_{RMS} pour chaque pêche selon le scénario de référence composite. Le cercle plein vert représente la première année de la série chronologique (1935). Les années passent ensuite des couleurs pâles aux couleurs foncées et la dernière année ($t = 2021$) est représentée par un cercle plein cyan (« chalut ») ou violet (« autre »); les lignes bleues/violettes transversales représentent les quantiles 0,05 et 0,95 des distributions a posteriori de la dernière année. Les lignes tiretées verticales rouges et vertes représentent les points de référence provisoires selon l'approche de précaution $PRL = 0,4 B_{RMD}$ et $PRS = 0,8 B_{RMD}$. La ligne pointillée horizontale grise représente la valeur du paramètre u_{RMD} .

8.2.3. Analyses de sensibilité

On a exécuté six analyses de sensibilité (avec les simulations complètes de la méthode de MCMC) par rapport à l'exécution centrale (exécution 11 : $M = 0,045$, $CPUE c_p = 0,2529$) afin de tester la sensibilité des résultats aux hypothèses du modèle de recharge. Toutes les analyses de sensibilité, sauf une, ont été repondérées à deux reprises à l'aide de la procédure de Francis (2011) pour les fréquences selon l'âge; l'analyse S04 (R23) a été repondérée une fois, car la deuxième pondération n'a pas fourni d'ajustements de paramètres crédibles. On a ajusté les CV de l'indice de l'abondance uniquement pour la première repondération, en utilisant ceux qui avaient été adoptés dans l'exécution centrale (relevé = 0,25, $CPUE = 0,2529$).

Les graphiques des diagnostics (figures F.74 à F.76) indiquent que selon la méthode de MCCM, quatre analyses de sensibilité affichaient un bon comportement et deux, un comportement médiocre, mais provisoirement acceptable :

- Bon – Aucune tendance liée aux traces, alignement des chaînes fractionnées, aucune autocorrélation
 - S01 (-33 % des prises commerciales antérieures de 1965 à 1995)
 - S03 (erreur de détermination de l'âge importante, $M = 0,035$, CPUE $c_p = 0,2529$)
 - S05 (erreur de détermination de l'âge importante, $M = 0,055$, CPUE $c_p = 0,2529$)
 - S06 (retirer le relevé triennal du NMFS)
- Marginal – Tendances liées aux traces interrompues de façon temporaire, chaînes fractionnées quelque peu défaites, un peu d'autocorrélation
 - S02 (+50% des prises commerciales antérieures de 1965 à 1995)
 - S04 (erreur de détermination de l'âge importante, $M = 0,045$, CPUE $c_p = 0,2529$)

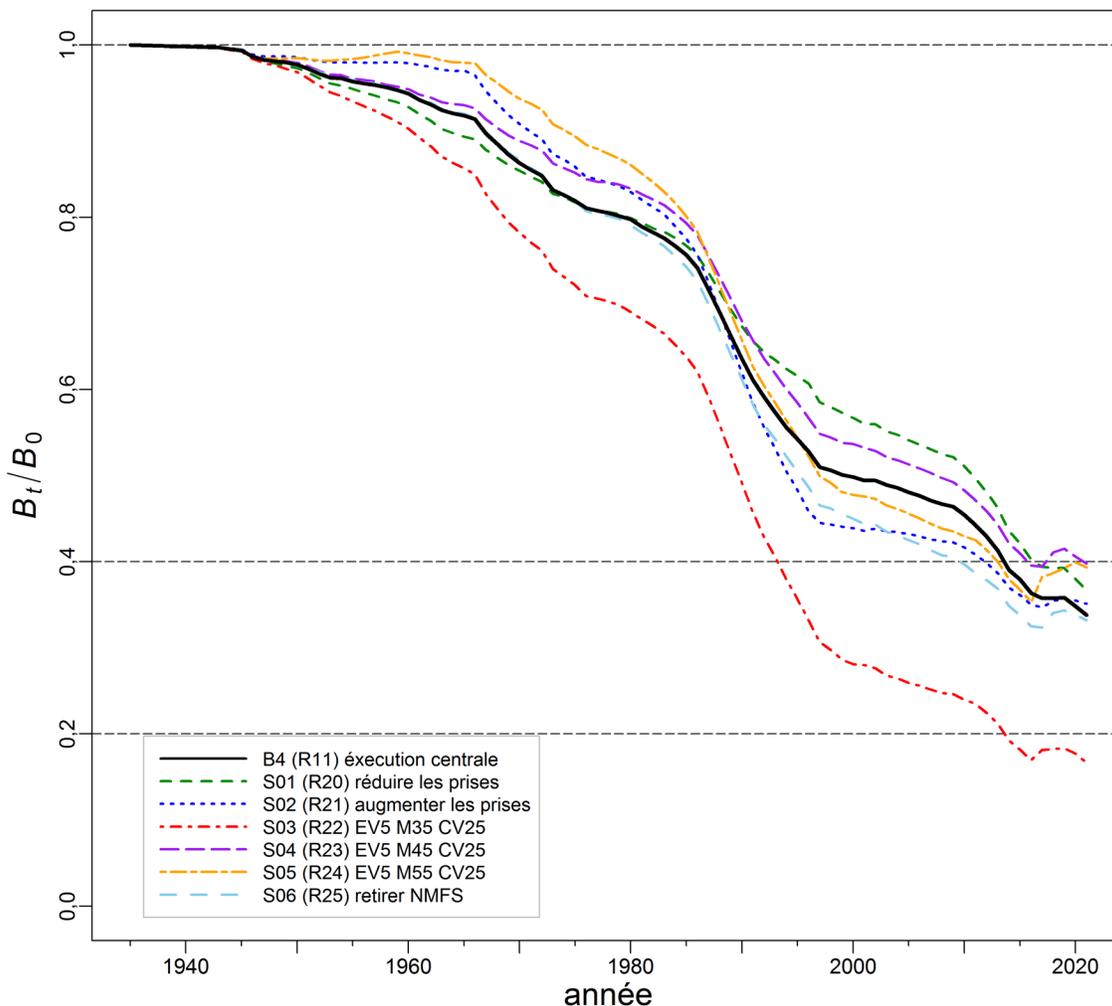


Figure 8. Complexe du sud : Trajectoires médianes modélisées de la biomasse féconde comme une proportion de la biomasse en situation d'équilibre à un taux d'exploitation nul (B_t/B_0) pour l'exécution centrale et six analyses de sensibilité (voir la légende en bas à gauche). Les lignes tirées horizontales montrent des points de référence utilisés par d'autres autorités compétentes : $0,2 B_0$ (correspond presque au PRS du MPO), $0,4 B_0$ (souvent un niveau cible au-delà de B_{RMS}) et B_0 (biomasse féconde à l'équilibre).

Les trajectoires des médianes de B_t par rapport à B_0 (figure 8, figure F.77) montrent que l'utilisation d'une matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (S04) a donné le scénario le plus optimiste, et que l'analyse la plus pessimiste était celle qui utilisait la valeur la plus basse de M (S03). Toutes les analyses de sensibilité qui avaient adopté la même valeur de M (0,045) que l'exécution centrale avaient tendance à refléter fidèlement l'exécution centrale. Comme dans le cas du complexe du nord, les deux analyses de sensibilité des prises (S01, S02) se sont quelque peu écartées de l'exécution centrale, mais ont abouti à un épuisement similaire du stock reproducteur (B_{2021}/B_0). Le retrait du relevé triennal du NMFS (S06) a eu peu d'incidence, probablement parce qu'il ne fournissait que trois points d'indice et que la sélectivité avait été fixée. La conclusion générale est que le résultat du modèle, compte tenu de cet ensemble limité de sensibilités, est le plus sensible à M et a affiché une sensibilité moindre à la largeur de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge.

Les estimations des paramètres variaient peu entre les analyses de sensibilité (figure F.80), à l'exception de S03 ($M = 0,035$). Les quantités déterminées à partir du RMD (figure F.81) affichaient des valeurs raisonnables de u_{RMD} ($< 0,10/\text{an}$) pour une espèce longévive (tableau F.126).

L'état du stock (B_{2021}/B_{RMD}) pour les sensibilités (figure F.82) est nettement sensible à M . Toutes les sensibilités pour lesquelles $M = 0,045$ se trouvent dans la zone saine, mais celle pour laquelle $M = 0,035$ se trouve dans la zone de prudence.

9. AVIS POUR LES GESTIONNAIRES

9.1. POINTS DE RÉFÉRENCE

Le Cadre pour la pêche durable (MPO 2009) a établi des points de référence provisoires qui intègrent l'approche de précaution et qui visent à orienter la gestion et à évaluer la durabilité des pêches. Il s'agit du point de référence limite (PRL), correspondant à $0,4B_{RMD}$, et du point de référence supérieur (PRS), correspondant à $0,8B_{RMD}$, qui ont été adoptés dans le cadre des évaluations précédentes concernant diverses espèces de sébastes (Edwards *et al.* 2012 a, b; Edwards *et al.* 2014 a, b; Starr *et al.* 2014², 2016; Haigh *et al.* 2018; Starr et Haigh 2021 a, b). Dans la présente évaluation, on a donc utilisé ces points de référence. Il est à noter qu'afin de déterminer la convenance de ceux-ci pour le stock évalué (ou pour tout stock d'espèces du genre *Sebastes*), il faudrait mener une étude distincte comprenant la mise à l'essai de simulations au moyen d'une variété de modèles opérationnels.

Dans le Cadre pour la pêche durable, la zone représentant les biomasses inférieures à $0,4B_{RMD}$ est appelée « zone critique », celle représentant les biomasses comprises entre $0,4B_{RMD}$ et $0,8B_{RMD}$, la « zone de prudence », et celle représentant les biomasses supérieures au PRS ($0,8B_{RMD}$), la « zone saine ». De façon générale, l'état du stock est évalué comme la probabilité que la biomasse féconde de génitrices lors de l'année t soit supérieure aux points de référence, c'est-à-dire $P(B_t > 0,4B_{RMD})$ et $P(B_t > 0,8B_{RMD})$. Le Cadre pour la pêche durable précise également que, dans la zone saine, la mortalité par pêche doit être égale ou inférieure à la mortalité associée au RMD aux conditions d'équilibre (u_{RMD}). En outre, la mortalité par pêche doit être réduite de façon proportionnelle lorsque le stock est considéré comme étant dans la zone de prudence, et être fixée à zéro lorsque le stock est dans la zone critique.

Le terme « état du stock » doit être interprété comme « état du stock observé au moment de l'évaluation de l'année se terminant en 2019 » (c.-à-d. début de l'année 2020), car la valeur connexe est calculée comme le rapport entre deux estimations de la biomasse (B_{2020}/B_{RMD}) par un modèle précis à l'aide des données disponibles jusqu'en 2019. De plus, l'estimation de B_{RMD} dépend de l'évaluation de la productivité du stock à l'aide d'un modèle et de la répartition des prises entre les différentes pêches (s'il y en a plus qu'une). Par conséquent, les comparaisons de l'état du stock entre divers scénarios du modèle peuvent être trompeuses parce que les valeurs de B_{RMD} ne sont pas les mêmes d'un modèle à l'autre.

Les points de référence fondés sur le RMD, qui sont estimés au moyen d'un modèle d'évaluation du stock, peuvent être très sensibles aux hypothèses du modèle concernant la mortalité naturelle, la dynamique de recrutement du stock (Forrest *et al.* 2018) et la répartition des prises entre les différentes pêches. Ainsi, d'autres pays utilisent des points de référence qui

² Starr, P.J., Kronlund, A.R., Olsen, N. and Rutherford, K. 2014. Yellowtail Rockfish (*Sebastes flavidus*) stock assessment for the coast of British Columbia, Canada DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. (document de travail non publié).

sont exprimés en fonction de B_0 plutôt que de B_{RMD} (p. ex., ministère des Pêches de la Nouvelle-Zélande 2011), car B_{RMD} est fréquemment mal estimé puisqu'il dépend de paramètres estimés et d'une répartition constante des prises entre les pêches (mais certains de ces problèmes s'appliquent aussi à B_0). Par conséquent, les points de référence $0,2B_0$ et $0,4B_0$ sont également présentés dans l'Annexe F. Il s'agit des valeurs par défaut utilisées en Nouvelle-Zélande respectivement comme une « limite non critique » en deçà de laquelle il faut prendre des mesures de gestion, et comme une biomasse « cible » pour les stocks peu productifs, c'est-à-dire une moyenne près de laquelle on s'attend à voir varier la biomasse. La limite non critique correspond au PRS ($0,8B_{RMD}$) établi dans la version provisoire du Cadre pour la pêche durable du MPO; aucune biomasse cible n'est précisée dans ce cadre. On a présenté les résultats en comparant la biomasse projetée à B_{RMD} et à la biomasse féconde actuelle, soit B_{2020} , et en comparant le taux d'exploitation projeté au taux d'exploitation actuel, soit u_{2019} (Annexe F). La série complète des résultats fondés sur les [indicateurs du COSEPAC](#) est aussi présentée dans l'Annexe F.

9.2. ÉTAT DU STOCK ET TABLEAUX DE DÉCISION

L'état du stock à l'intention des gestionnaires du MPO est habituellement défini comme la biomasse féconde actuelle par rapport à la biomasse féconde estimée requise pour que le stock puisse atteindre le rendement maximal durable (RMD). Les graphiques de l'état des stocks illustrent les distributions de B_{2021}/B_{RMD} dans trois zones (critique, de prudence et saine) délimitées par $0,4 B_{RMD}$ (PRL) et $0,8 B_{RMD}$ (PRS).

Il convient de préciser que même si l'incertitude est intégrée à l'évaluation et aux projections connexes en raison de l'approche bayésienne adoptée pour estimer les paramètres et de la construction d'un scénario de référence composite qui couvre des plages de valeurs de paramètres inestimables, ces résultats dépendent fortement de la structure du modèle présumé, des distributions a priori informatives et des hypothèses sur les données (en particulier celles relatives au recrutement moyen) utilisées pour les projections.

9.2.1. Complexe du nord

L'état du stock au début de 2021 pour le scénario de référence composite du complexe du nord se situe dans la zone saine avec une probabilité de 1, tout comme les neuf exécutions (figure 9). Il n'est pas surprenant que les exécutions où $M = 0,035$ aient tendance à avoir l'état du stock le plus faible parmi ces neuf exécutions, bien que le degré auquel le modèle tente d'ajuster la série de CPUE joue également un rôle. La tendance générale à la hausse observée dans la série de CPUE (sans tenir compte de la baisse des trois dernières années) donne des ajustements du modèle généralement plus optimistes que les exécutions du modèle avec des ajustements moins étroits des CPUE. L'examen des ajustements du mode de la distribution a posteriori à ces modèles (p. ex. figure F.3) montre que, même pour l'exécution centrale avec une valeur de $c_p = 0,2759$, la trajectoire de la biomasse passe sous la plupart des indices récents, ce qui donne en fait plus de poids à la baisse des CPUE au cours des trois dernières années. Cet effet est encore plus prononcé pour les exécutions où $c_p = 0,4$, ce qui donne des exécutions moins optimistes à l'intérieur de chaque suite de M constante. Cependant, même l'exécution la plus pessimiste (B3), où $M = 0,035$ et $c_p = 0,4$, estime que l'état actuel du stock se trouve dans la zone saine.

Les analyses de sensibilité aboutissent à des conclusions similaires : l'état des stocks au début de 2021, pour les huit analyses de sensibilité, se situe dans la zone saine avec une probabilité de 1 (figure 10). Bien que l'analyse S01 (estimation de M) n'ait pas convergé correctement, il est peu probable qu'elle donne un état faible du stock. Cette analyse a été effectuée uniquement pour démontrer la tendance générale dans les données considérant M comme un

paramètre libre et ne doit pas être sérieusement prise en compte. Les deux analyses de sensibilité qui faisaient varier les prises se sont comportées différemment; celle qui comportait l'augmentation des prises est tombée à un niveau bas à la fin des années 1990, pour ensuite revenir près du niveau de l'exécution centrale en réaction à des prélèvements plus faibles à partir de 2000 environ (figure 5). Cette reprise indique que les prises supplémentaires dans l'historique des prises ont augmenté la productivité globale du stock au-dessus des niveaux de prises actuels. Le contraire s'est produit pour le modèle dans lequel les prises historiques étaient réduites, les niveaux de prises actuels entraînant une accélération du déclin (figure 5).

Les quatre analyses de sensibilité qui ont utilisé des matrices de l'erreur de détermination de l'âge plus importantes montrent que la liberté supplémentaire d'ajustement des données sur l'âge n'a pas donné des résultats très différents de ceux de l'analyse équivalente dans le scénario de référence composite. Par exemple, l'analyse S05, qui correspond à l'exécution centrale sauf pour la matrice de l'erreur de détermination de l'âge, estime $B_{2021}/B_0=0,562$ (0,470–0,653), tandis que l'exécution centrale estime $B_{2021}/B_0=0,556$ (0,470–0,646). L'analyse de sensibilité S07 (le « pire cas » de ces analyses de sensibilité), donne des estimations de $B_{2021}/B_0=0,365$ (0,295–0,443) et l'exécution équivalente dans le scénario de référence composite (exécution B03, $M = 0,035$, $c_p=0,4$) estime $B_{2021}/B_0 = 0,421$ (0,349–0,499). Ces deux exemples démontrent que la largeur de l'incertitude de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge (erreur de détermination de l'âge répartie sur 7 ans par rapport à 11 ans) n'est pas une source importante d'incertitude dans l'évaluation des stocks du complexe du nord.

Les tableaux de décision pour le scénario de référence composite du complexe du nord fournissent un avis à l'intention des gestionnaires, qui est exprimé sous forme de probabilités que la biomasse actuelle ou la biomasse projetée, soit B_t ($t = 2020, \dots, 2031$), dépasse les points de référence fondés sur la biomasse (ou que le taux d'exploitation projeté u_t devienne inférieur aux points de référence fondés sur les prises) selon des limites de prises constantes (tableau 5) ou des limites de taux d'exploitation constants (tableau 6). Ces deux tableaux présentent les probabilités que la valeur de B_t projetée selon le scénario de référence composite dépasse le PRL et le PRS ou soit inférieure au taux d'exploitation au RMD. D'autres tableaux de décision pour le scénario de référence composite se trouvent dans l'annexe F (tableaux F6 à F53), notamment le nombre d'années nécessaire pour atteindre les diverses cibles (tableaux F54 à F.61).

Si on présume que 600 t seront pêchées annuellement pendant les 10 prochaines années, le tableau 5 indique qu'un gestionnaire serait certain à plus de 99 % que B_{2026} et B_{2031} dépasseront le PRL ($0,4 B_{RMS}$), à au moins 99 % que B_{2026} et B_{2031} dépasseront le PRS ($0,8 B_{RMS}$) et à plus de 99 % que u_{2026} et à 99% que u_{2031} seront inférieurs à u_{RMS} pour le scénario de référence composite. De même, le tableau 6 indique que selon une stratégie de taux de récolte de 0,1/an, un gestionnaire serait certain à plus de 99 % que B_{2025} et B_{2030} dépasseront le PRL de $0,4 B_{RMD}$ et le PRL de $0,8 B_{RMD}$, et également certain que u_{2026} et u_{2031} seront inférieurs à u_{RMS} . De façon générale, ce sont les gestionnaires qui doivent choisir les niveaux de prises et les niveaux de récolte de prédilection, selon leurs niveaux de risque de prédilection. Par exemple, il peut être souhaitable d'être certain à 95 % que B_{2026} dépasse un PRL donné, mais seulement à 50 % qu'un PRS soit dépassé ou que l'on reste en dessous d'un taux d'exploitation cible (u_{RMD}). En supposant ce profil de risque, toutes les limites de prises présentées dans le tableau 5 et les limites du taux de récolte figurant dans le tableau 6 respecteraient les contraintes précises concernant le PRL et le PRS.

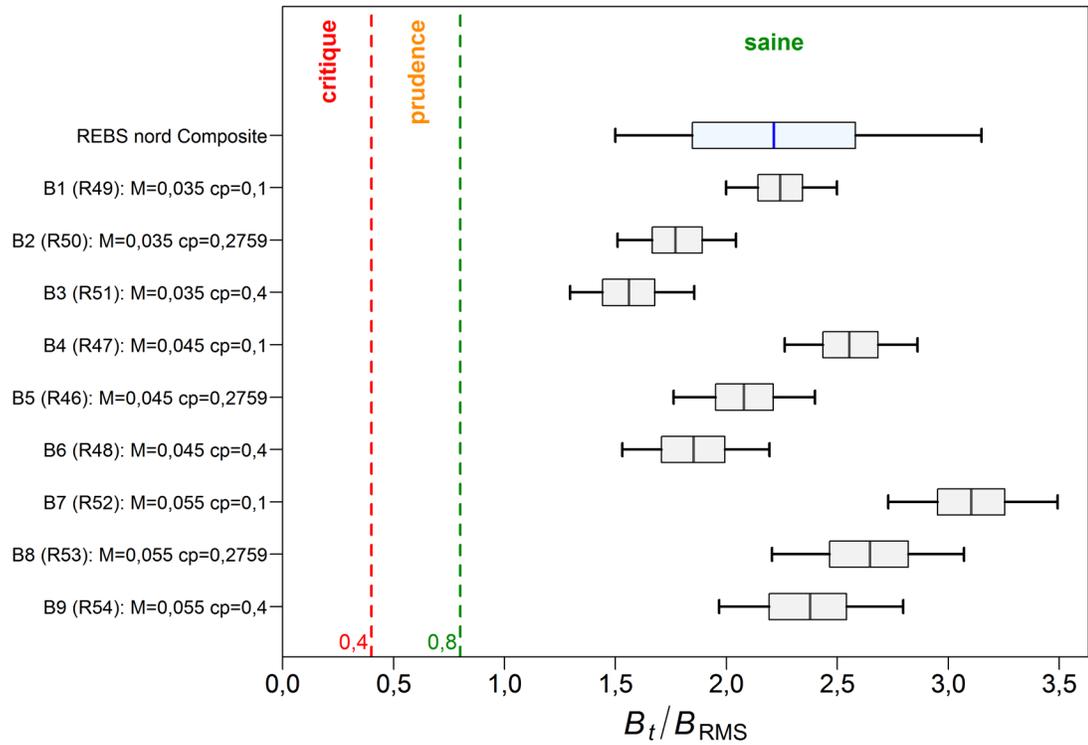


Figure 9. État du stock du complexe du nord en 2021 par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution du MPO, soit $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, selon le scénario de référence composite et les exécutions du modèle qui ont été regroupées pour former ce scénario. Les diagrammes en boîtes montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCCM.

Tableau 5. Tableaux de décision du complexe du nord pour les points de référence $0,4 B_{RMD}$, $0,8 B_{RMD}$ et u_{RMS} au cours des années de projection 1 à 10 pour une variété de limites de prises constantes (en tonnes) selon le scénario de référence composite. Les valeurs sont la probabilité (proportion de 9 000 échantillons selon la méthode de MCCM) que la biomasse reproductrice femelle au début de l'année t soit supérieure aux points de référence B_{RMD} ou que le taux d'exploitation de la biomasse vulnérable au milieu de l'année t soit inférieur au point de référence u_{RMD} . À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (de 2015 à 2019) s'élevaient à 548 t.

P($B_t > 0,4B_{RMD}$)											
Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
600	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
700	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
800	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
900	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 000	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99
1 100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99
1 200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99
P($B_t > 0,8B_{RMS}$)											
Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99
500	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
600	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
700	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99
800	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,98
900	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,97	0,96
1 000	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98	0,97	0,95	0,93
1 100	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,97	0,95	0,92	0,88
1 200	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98	0,95	0,92	0,88	0,82
P($u_t < u_{RMS}$)											
Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	> 0,99	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
600	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,99
700	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,97	0,96	0,95
800	> 0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,97	0,95	0,94	0,91	0,89	0,87
900	0,99	0,98	0,97	0,96	0,95	0,93	0,9	0,87	0,84	0,81	0,78
1 000	0,97	0,96	0,95	0,93	0,9	0,87	0,83	0,79	0,75	0,72	0,69
1 100	0,95	0,93	0,91	0,88	0,85	0,8	0,76	0,72	0,68	0,65	0,62
1 200	0,93	0,89	0,86	0,82	0,78	0,74	0,69	0,65	0,62	0,58	0,54

Tableau 6. Tableaux de décision du complexe du nord pour les points de référence $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$ au cours des années de projection 1 à 10 pour une variété de limites du taux de récolte constant (en proportion de la biomasse vulnérable) selon le scénario de référence composite. Les valeurs sont la probabilité (proportion de 9 000 échantillons selon la méthode de MCCM) que la biomasse reproductrice femelle au début de l'année t soit supérieure aux points de référence B_{RMD} . À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015-2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

$P(B_t > 0,4B_{RMD})$

Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

$P(B_t > 0,8B_{RMD})$

Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

$P(u_t < u_{RMD})$

Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	> 0,99	1	1	> 0,99	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	> 0,99
0,12	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99

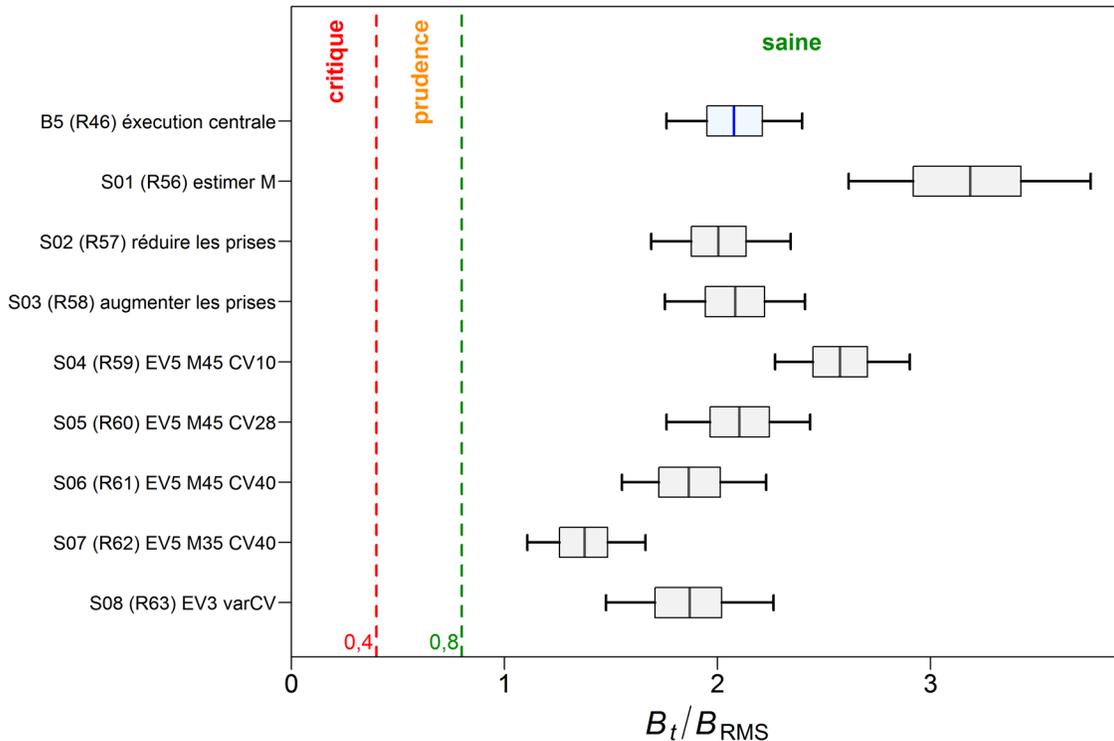


Figure 10. État du stock du complexe du nord en 2021 par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution du MPO, soit $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, pour l'exécution centrale du scénario de référence composite et huit analyses de sensibilité (voir la description de la notation de l'axe des ordonnées et de la sensibilité dans le corps du texte et l'annexe F). Les diagrammes en boîtes montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCCM.

9.2.2. Complexe du sud

L'état du stock au début de 2021 pour le scénario de référence composite du complexe du sud se situe dans la zone saine avec une probabilité de 0,74, allant d'un minimum de 0,16 pour l'exécution B1 à un maximum de 1 pour l'exécution B9 [figure 11]. Comme dans le cas du complexe du nord, les exécutions où $M = 0,035$ donnent l'état du stock le plus bas parmi ces six exécutions, bien que l'effet de l'ajustement de la série de CPUE aille dans la direction opposée à celle suivie pour le complexe du nord. En effet, les séries de CPUE du complexe du sud affichent généralement des tendances à la baisse après 2010, de sorte que les exécutions où $c_p = 0,1$, qui correspondent plus étroitement à la tendance à la baisse, auront également l'état du stock le plus bas pour chaque valeur de M . L'ajustement du mode de la distribution a posteriori dans l'exécution centrale (figure F.44), avec $c_p = 0,2529$, fait passer la trajectoire de la biomasse au-dessus des cinq derniers indices, ce qui rend la trajectoire finale moins abrupte et donne effectivement moins de poids à la tendance à la baisse des CPUE. Les exécutions où $c_p = 0,1$ suivaient la tendance à la baisse plus étroitement qu'à la figure F.44 et ont estimé un état du stock plus faible pour cette exécution. La distribution a posteriori de B_{2021}/B_0 se trouve en grande partie dans la zone de prudence pour toutes les exécutions du complexe du sud où $M = 0,035$, et presque entièrement pour l'exécution B1 ($c_p = 0,1$). En revanche, les exécutions du scénario de référence composite où $M = 0,045$ ou $M = 0,055$ sont entièrement ou presque entièrement dans la zone saine (figure 11). Bien que les exécutions B1 et B6 aient des diagnostics marginaux de la méthode de MCCM, leurs distributions a posteriori sont plus susceptibles d'être fiables et ont été acceptées.

Un ensemble réduit d'analyses de sensibilité a été établi pour le complexe du sud en raison de la rareté des données disponibles pour cette évaluation des stocks et de la difficulté d'ajuster des exécutions de modèle de recharge. On n'a pas tenté d'estimer M . Les analyses de sensibilité sont toutes dans la zone saine, à l'exception de l'analyse S03 ($M = 0,035$) [figure 12]. Les deux analyses de sensibilité qui faisaient varier les prises n'ont pas autant divergé de l'exécution centrale que les exécutions équivalentes pour le complexe du nord (figure 8). Ces deux exécutions ont montré un certain aplatissement du déclin de la biomasse à la fin des années 1990 et dans les années 2000, en réaction à la tendance à la stagnation des CPUE et à l'absence de contraste dans les deux ensembles d'indices de la biomasse des relevés. Le déclin de la biomasse est plus marqué après 2010 en réaction à la baisse de la série de CPUE, se terminant à la médiane ($B_{2021}/B_0 = 0,37$ pour l'analyse S01 (réduction des prises) et à la médiane ($B_{2021}/B_0 = 0,35$ pour l'analyse S02 (augmentation des prises). La valeur de l'exécution centrale pour la médiane ($B_{2021}/B_0 = 0,34$, ce qui indique que l'incertitude liée à l'historique des prises du complexe du sud influence peu les conclusions de cette évaluation des stocks.

Les trois analyses de sensibilité qui ont utilisé des matrices de l'erreur de détermination de l'âge plus importantes se sont comportées quelque peu différemment des analyses de sensibilité équivalentes effectuées pour l'évaluation des stocks du complexe du nord, avec la liberté supplémentaire d'ajuster les données sur l'âge, ce qui se traduit par un décalage par rapport à l'exécution équivalente dans le scénario de référence composite. Par exemple, l'analyse S04 qui correspond à l'exécution centrale, sauf pour la matrice de l'erreur de détermination de l'âge plus importante, donne une estimation de $B_{2021}/B_0 = 0,40$ (0,28-0,55) tandis que l'exécution centrale estime $B_{2021}/B_0 = 0,34$ (0,23-0,48). L'analyse de sensibilité S03 (le « pire cas » parmi ces analyses de sensibilité) estime $B_{2021}/B_0 = 0,17$ (0,13-0,22) tandis que l'analyse équivalente dans le scénario de référence composite (analyse B02) estime $B_{2021}/B_0 = 0,23$ (0,16-0,31). Ces deux exemples montrent que la modification de la largeur de l'incertitude de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge a entraîné un comportement divergent de ces deux analyses, dont on peut penser qu'il est possible que le manque relatif de données sur le complexe du sud dans ces modèles contribue à ce résultat par rapport au manque de sensibilité dans les résultats équivalents pour le complexe du nord.

Les tableaux de décision pour le scénario de référence composite du complexe du sud fournissent un avis à l'intention des gestionnaires, qui est exprimé sous forme de probabilités que la biomasse actuelle ou la biomasse projetée, soit B_t ($t = 2020, \dots, 2031$), dépasse les points de référence fondés sur la biomasse (ou que le taux d'exploitation projeté u_t devienne inférieur aux points de référence fondés sur les prises) selon des limites de prises constantes (tableau 7) ou des limites de taux d'exploitation constants (tableau 8). Ces deux tableaux présentent les probabilités que la valeur de B_t projetée selon le scénario de référence composite dépasse le PRL et le PRS ou soit inférieure au taux d'exploitation au RMD. D'autres tableaux de décision pour le scénario de référence composite se trouvent dans l'annexe F (tableaux F69 à F116), notamment le nombre d'années nécessaire pour atteindre les diverses cibles (tableaux F117 à F.124).

Si on présume que 300 t seront pêchées annuellement pendant les 10 prochaines années, le tableau 7 indique qu'un gestionnaire serait certain à 97 % et à 85 % que B_{2026} et B_{2031} dépasseront le PRL ($0,4 B_{RMD}$), respectivement, à 62 % et à 53 % que B_{2026} et B_{2031} dépasseront le PRS ($0,8 B_{RMD}$), respectivement, et à 33 % et à 34 % que u_{2026} et u_{2031} seront inférieurs à u_{RMD} , respectivement, pour le scénario de référence composite. De même, le tableau 8 indique que selon une stratégie de taux de récolte de 0,06/an, un gestionnaire serait certain à plus de 99 % que B_{2026} et B_{2031} dépasseront le PRL de $0,4 B_{RMD}$, à 79 % et à 87 % que B_{2026} et B_{2031} dépasseront le PRL de $0,8 B_{RMD}$, respectivement, et à 60 % que u_{2026} et u_{2031}

seront inférieurs à u_{RMD} . De façon générale, ce sont les gestionnaires qui doivent choisir les niveaux de prises et les niveaux de récolte de prédilection, selon leurs niveaux de risque de prédilection. Par exemple, il peut être souhaitable d'être certain à 95 % que B_{2026} dépasse un PRL donné, mais seulement à 50 % qu'un PRS est dépassé ou de rester en dessous d'un taux d'exploitation cible (u_{RMD}). En supposant ce profil de risque, les limites de prises constantes jusqu'à 200 t/an (restreintes par le taux d'exploitation cible, tableau 7) et les limites de taux de récolte jusqu'à 0,06/an (également restreintes par le taux d'exploitation cible, tableau 8) respecteraient ces trois contraintes. Si l'on ne tient pas compte du taux d'exploitation cible, une stratégie de prises constantes de 300 t/an ou une stratégie de taux de récolte allant jusqu'à 0,12/an respecteraient les contraintes concernant le PRL et le PRS seulement.

Tableau 7. Tableaux de décision du complexe du sud pour les points de référence 0,4 B_{RMD} , 0,8 B_{RMD} et u_{RMS} au cours des années de projection 1 à 10 pour une variété de limites de prises constantes (en tonnes) selon le scénario de référence composite. Les valeurs sont la probabilité (proportion de 6 000 échantillons selon la méthode de MCCM) que la biomasse reproductrice femelle au début de l'année t soit supérieure aux points de référence B_{RMD} ou que le taux d'exploitation de la biomasse vulnérable au milieu de l'année t soit inférieur au point de référence u_{RMD} . À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (de 2015 à 2019) s'élevaient à 291 t.

P($B_t > 0,4B_{RMD}$)											
Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1	1	1	1	1	1
50	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1
100	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
150	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
200	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98
250	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93
300	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98	0,97	0,96	0,94	0,91	0,89	0,88	0,85
350	> 0,99	> 0,99	0,99	0,97	0,94	0,91	0,89	0,85	0,82	0,79	0,76
400	> 0,99	> 0,99	0,98	0,95	0,91	0,87	0,82	0,78	0,74	0,7	0,66
450	> 0,99	0,99	0,97	0,93	0,87	0,82	0,76	0,71	0,66	0,62	0,58
500	> 0,99	0,99	0,96	0,9	0,83	0,76	0,7	0,64	0,59	0,56	0,52
550	> 0,99	0,99	0,94	0,86	0,79	0,7	0,64	0,58	0,54	0,51	0,48
600	> 0,99	0,98	0,92	0,83	0,74	0,66	0,59	0,54	0,5	0,47	0,44

P($B_t > 0,8B_{RMD}$)											
Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,74	0,78	0,83	0,87	0,91	0,94	0,96	0,98	0,99	>0,99	>0,99
50	0,74	0,77	0,8	0,83	0,86	0,89	0,91	0,94	0,95	0,97	0,98
100	0,74	0,76	0,77	0,79	0,81	0,83	0,85	0,87	0,88	0,89	0,91
150	0,74	0,74	0,75	0,75	0,76	0,77	0,78	0,79	0,79	0,8	0,81
200	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,71	0,7	0,7	0,7	0,7	0,69
250	0,74	0,72	0,7	0,68	0,66	0,65	0,64	0,63	0,62	0,61	0,6
300	0,74	0,7	0,67	0,65	0,62	0,6	0,58	0,57	0,55	0,54	0,53
350	0,74	0,69	0,65	0,62	0,59	0,56	0,54	0,52	0,5	0,49	0,48
400	0,74	0,68	0,63	0,59	0,55	0,53	0,5	0,48	0,47	0,45	0,44
450	0,74	0,67	0,61	0,56	0,53	0,49	0,47	0,45	0,43	0,41	0,4
500	0,74	0,65	0,59	0,54	0,5	0,47	0,44	0,41	0,4	0,38	0,36
550	0,74	0,64	0,57	0,52	0,47	0,44	0,41	0,39	0,36	0,35	0,33
600	0,74	0,63	0,55	0,5	0,45	0,41	0,38	0,36	0,34	0,32	0,3

P($u_t < u_{RMD}$)												
Limite de prises	Année de projection											
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1	1	1	1	1	1	1
100	0,87	0,88	0,89	0,91	0,93	0,94	0,96	0,97	0,98	0,98	0,98	0,98
150	0,63	0,63	0,63	0,64	0,65	0,67	0,68	0,7	0,72	0,73	0,74	0,74
200	0,49	0,49	0,49	0,49	0,5	0,5	0,51	0,51	0,52	0,52	0,52	0,52
250	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,41	0,41	0,42	0,42	0,42	0,42	0,43
300	0,34	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
350	0,28	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,28	0,28	0,28	0,27
400	0,24	0,23	0,23	0,22	0,22	0,22	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,22
450	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,19
500	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17	0,17	0,17	0,17
550	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15
600	0,16	0,15	0,15	0,15	0,15	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14

Tableau 8. Tableaux de décision du complexe du sud pour les points de référence $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$ au cours des années de projection 1 à 10 pour une variété de limites du taux de récolte constant (en proportion de la biomasse vulnérable) selon le scénario de référence composite. Les valeurs sont la probabilité (proportion de 6 000 échantillons selon la méthode de MCCM) que la biomasse reproductrice femelle au début de l'année t soit supérieure aux points de référence B_{RMD} . À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015-2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

P($B_t > 0,4B_{RMD}$)												
Limite de prises	Année de projection											
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	
0	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1	1	1	1	1	1
0,03	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1	1	1	1	1
0,04	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1	1	1	1
0,05	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1
0,06	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1
0,07	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
0,08	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
0,09	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
0,10	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
0,11	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
0,12	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99

P($B_t > 0,8B_{RMS}$)												
Limite de prises	Année de projection											
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	
0	0,74	0,78	0,83	0,87	0,91	0,94	0,96	0,98	0,99	>0,99	>0,99	
0,01	0,74	0,77	0,82	0,85	0,89	0,92	0,95	0,97	0,98	0,99	0,99	
0,02	0,74	0,77	0,81	0,84	0,87	0,9	0,93	0,95	0,97	0,98	0,99	
0,03	0,74	0,76	0,8	0,82	0,85	0,88	0,91	0,93	0,95	0,96	0,97	
0,04	0,74	0,76	0,78	0,81	0,83	0,86	0,88	0,9	0,92	0,94	0,95	
0,05	0,74	0,76	0,77	0,79	0,81	0,83	0,85	0,87	0,88	0,9	0,91	
0,06	0,74	0,75	0,76	0,77	0,79	0,8	0,81	0,83	0,84	0,86	0,87	
0,07	0,74	0,74	0,75	0,75	0,76	0,77	0,78	0,79	0,8	0,8	0,8	
0,08	0,74	0,74	0,73	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,73	
0,09	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,7	0,69	0,69	0,68	0,67	0,66	
0,10	0,74	0,72	0,71	0,7	0,68	0,67	0,65	0,64	0,62	0,6	0,59	
0,11	0,74	0,72	0,7	0,67	0,65	0,63	0,61	0,59	0,57	0,55	0,53	
0,12	0,74	0,71	0,68	0,65	0,63	0,6	0,57	0,55	0,52	0,5	0,48	

$P(u_t < u_{RMD})$											
Limite de prises	Année de projection										
	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	0,96	0,95	0,95	0,96	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95
0,06	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,59	0,59	0,6	0,6	0,59	0,6
0,07	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,32
0,08	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
0,10	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
0,11	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
0,12	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

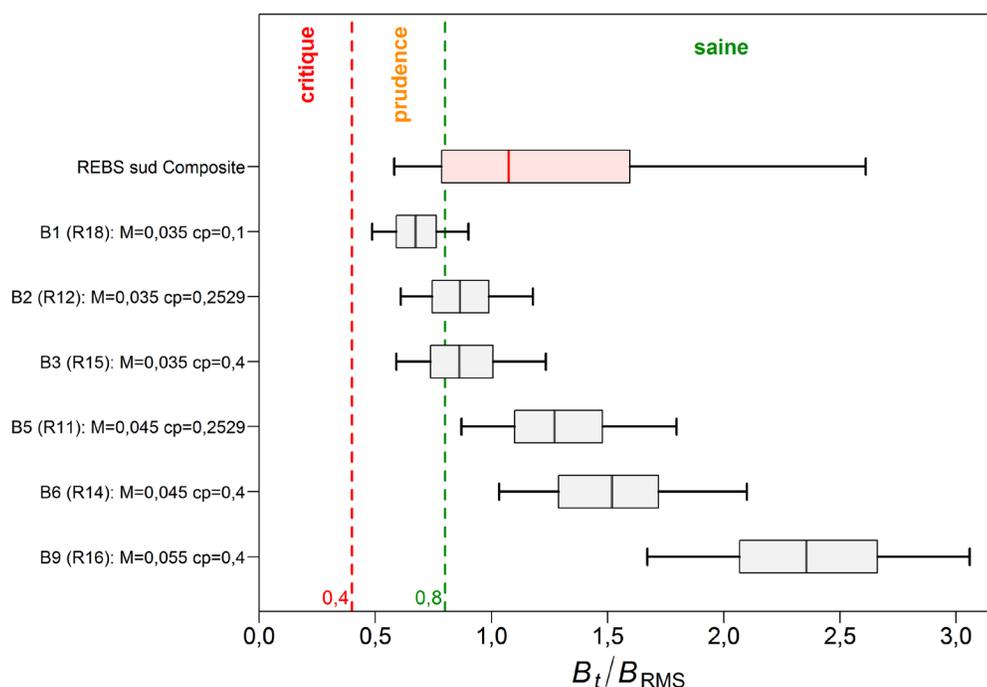


Figure 11. État du stock du complexe du nord en 2021 par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution du MPO, soit $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, selon le scénario de référence composite et les exécutions du modèle qui ont été regroupées pour former ce scénario. Les diagrammes en boîtes montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCCM.

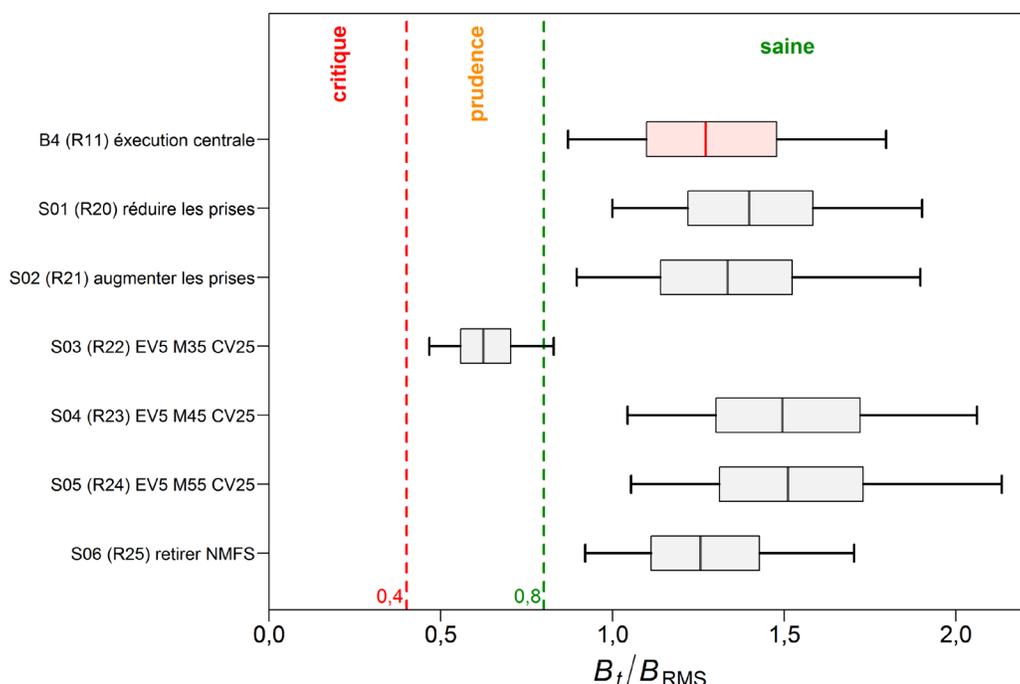


Figure 12. État du stock du complexe du nord en 2021 par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution de MPO, soit $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, selon l'exécution centrale du scénario de référence composite et six analyses de sensibilité (voir la description de la notation de l'axe des ordonnées et de la sensibilité dans le corps du texte et l'annexe F). Les diagrammes en boîtes montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCCM.

9.3. CALENDRIER D'ÉVALUATION

Un avis a également été demandé concernant l'intervalle approprié à respecter entre les évaluations et, pour les années intermédiaires, les valeurs potentielles des indicateurs qui pourraient justifier le déclenchement d'une évaluation complète plus tôt que prévu (conformément au document MPO 2016). Cependant, il semble peu probable que les relevés synoptiques existants soient suffisamment sensibles aux changements de la biomasse du complexe pour déclencher une évaluation anticipée des stocks de ce complexe d'espèces. De plus, il faut accomplir plusieurs tâches avant d'envisager une autre évaluation. Tout d'abord, il faut mettre en place un programme d'échantillonnage systématique à l'échelle de la côte pour les espèces, réparties entre le sébaste à taches noires et le sébaste à œil épineux. On ne sait pas bien à quel point les renseignements génétiques actuellement disponibles sont utiles pour diviser le complexe de cette espèce en ses composantes, car la plupart des données sont tirées de relevés et on ne sait pas actuellement dans quelle mesure ces renseignements correspondent aux pêches commerciales de ce complexe d'espèces. Ensuite, il reste un nombre raisonnablement élevé d'échantillons provenant de la pêche commerciale dont l'âge n'a pas été déterminé. Les fréquences selon l'âge dans les prises commerciales utilisées dans la présente évaluation des stocks n'étaient complètes que jusqu'en 2006. Nous avons demandé des lectures supplémentaires d'otolithes vers la fin de 2019, ce qui nous a permis d'obtenir cinq nouveaux échantillons du complexe du nord, qui représentaient 2016 et 2017, et un nouvel échantillon du complexe du sud de 2018. Cependant, la détermination de l'âge a été interrompue par la fermeture du laboratoire en raison de la pandémie de COVID-19, et il reste à déterminer l'âge d'un grand nombre d'échantillons avant d'entreprendre une autre évaluation des stocks.

10. COMMENTAIRES GÉNÉRAUX

Comme d'autres évaluations des stocks de sébaste de la Colombie-Britannique, la présente évaluation décrit deux espèces/stocks peu productifs à croissance lente. Cependant, il existe des preuves raisonnables d'une productivité suffisante pour maintenir une pêche forte (surtout ciblée) dans les zones 5DE (soutenant environ 700 t/année pendant 24 ans de 1996 à 2019) et une pêche accessoire moindre dans les zones 3CD5AB (environ 300 t/année pendant les mêmes 24 ans). Trois séries de relevés indépendants de la pêche sont utilisées pour surveiller ces deux espèces/stocks, et deux séries de CPUE élaborées semblent crédibles et ont facilité la modélisation. Il existe une quantité raisonnable de données sur l'âge provenant de la pêche commerciale dans les zones 5DE, mais beaucoup moins dans les zones 3CD5AB. Les trois principaux relevés synoptiques offrent une quantité remarquable de données sur l'âge pour la plupart des années. Deux principaux problèmes se posent à l'égard de la présente évaluation du stock. Le premier est qu'il est difficile de déterminer l'âge de ce complexe d'espèces, apparemment plus que pour beaucoup d'autres espèces de sébastes de la Colombie-Britannique. On obtient des âges variables difficiles à ajuster sans introduire une erreur importante de détermination. Ce problème était moins important pour l'évaluation du stock du complexe du nord parce qu'il y avait suffisamment de données sur l'âge, ce qui a produit des simulations stables par méthode de MCCM. Toutefois, les exécutions pour l'évaluation du complexe du sud étaient souvent instables, ce qui a nécessité de fixer les paramètres de sélectivité du relevé aux valeurs du mode de la distribution a posteriori et d'introduire des valeurs a priori élevées pour les sélectivités commerciales afin d'obtenir une convergence même modérée selon la méthode de MCCM.

L'autre problème réside dans le complexe des espèces. Nous avons estimé approximativement la répartition des espèces en utilisant des définitions spatiales pour définir chaque stock. Nous avons attribué toutes les données de la côte ouest de Haida Gwaii et de l'entrée Dixon au stock du complexe plus au nord. Le reste des données de la Colombie-Britannique, à l'exclusion de la partie inférieure du détroit d'Hécate et de la partie supérieure du fossé Moresby, a été attribué au stock du complexe du sud. Les données sur la partie inférieure du détroit d'Hécate et la partie supérieure du fossé Moresby (zone 5C de la CPMP) ont été rejetées, sauf pour répartir les prises proportionnellement entre les deux espèces. Cette approximation a raisonnablement bien fonctionné et a donné lieu à une évaluation crédible des stocks pour le complexe du nord et à une évaluation moins fiable pour le complexe du sud. Nous soulignons que l'incertitude dans les deux évaluations des stocks, en particulier pour le complexe du sud, était beaucoup plus grande que les prises dans la zone 5C. Par conséquent, les gestionnaires pourraient inclure la zone 5C dans l'un ou l'autre des stocks du complexe à des fins de gestion sans compromettre les avis tirés de l'évaluation des stocks.

Lorsque ce projet a été lancé en 2018, on pensait qu'il serait possible de construire des modèles pour prédire la répartition des espèces à partir des renseignements sur les prises. De tels modèles existent, mais ils nécessitent des données pertinentes de grande qualité qui ne semblent pas disponibles pour le complexe des sébastes. Creamer (2016) a élaboré un tel modèle qui a été utilisé pour prédire la répartition des espèces dans la pêche commerciale à partir de 1996. Ce modèle faisait appel à une série d'activités de relevé comme ensemble de données de formation, puis appliquait une forme du modèle prédictif ainsi obtenu à la pêche commerciale. Comme les données commerciales dont disposait Creamer ont été agrégées pour des raisons de confidentialité, la répartition finale des espèces était fondée sur des grilles de 0,5°, le seul paramètre disponible étant l'emplacement spatial de la grille. En fait, la répartition des espèces par Creamer était une version plus fine de celle utilisée dans la présente évaluation des stocks. Il serait préférable de tirer directement l'information sur les espèces de la pêche commerciale afin de mieux comprendre la répartition des espèces composant la pêche

avant que les données du relevé puissent être utilisées pour diviser de façon fiable les données commerciales. Bien que l'utilisation des données de relevé pour élaborer une procédure permettant de prédire la spéciation dans les prises commerciales soit potentiellement une approche valide, ces prévisions devraient être validées à partir des données de la pêche ciblée. Par ailleurs, les données recueillies sur la pêche commerciale peuvent être utilisées dans le modèle prédictif. Dans les deux cas, ces programmes d'échantillonnage devraient s'étendre sur plusieurs années afin que l'on puisse comprendre le niveau de variabilité interannuelle qui doit exister dans ce complexe d'espèces.

De 1965 à 1976, l'effort des flottes étrangères le long de la côte britanno-colombienne ciblait le sébaste à longue mâchoire, et les prises d'individus du complexe pour cette période ont été estimées comme des prises accessoires présumées; par conséquent, l'ampleur des prises de sébastes du complexe par les flottes étrangères est incertaine. Une autre source d'incertitude dans la série sur les prises concerne les débarquements nationaux des années 1980 à 1995 (avant la présence d'observateurs), qui pourraient avoir été mal déclarés. En effet, on aurait pu déclarer moins d'espèces de sébastes pour contourner les quotas d'espèces plus recherchées comme le sébaste à longue mâchoire. Cependant, les analyses de sensibilité aux prises (S02 : -33 %, S03 : +50 % pour le complexe du nord; S01 : -33 %, S02 : +50 % pour le complexe du sud) montrent que l'incertitude des prises n'a pas eu d'effet important sur les estimations de l'effectif relatif des stocks pour le complexe du nord en 2021, mais qu'elle a modifié les trajectoires du complexe du nord par rapport à l'exécution centrale (figure 5). Ces effets étaient moins importants pour les deux exécutions du complexe du sud, en modifiant moins la trajectoire de la biomasse ou les estimations de l'effectif relatif des stocks de la dernière année (figure 10).

Par le passé, on a généralement évité d'utiliser les CPUE provenant de la pêche commerciale comme un indice de l'abondance dans les évaluations des stocks de sébaste de la Colombie-Britannique (principalement en raison de l'incertitude concernant le comportement des pêcheurs à l'égard des règlements). Cependant, nous avons utilisé avec succès les CPUE fondées sur les prises accessoires des espèces évaluées provenant de la pêche au chalut de fond en Colombie-Britannique dans quatre évaluations récentes des stocks (bocaccio, veuve, sébaste à raie rouge : Starr et Haigh, 2021a,b, 2022; sébastolobe à courtes épines : Starr et Haigh 2017). L'hypothèse dans de tels cas était que ces espèces sont capturées de façon passive dans le cadre de la pêche en question avec diverses autres espèces de poissons. Tant que le modèle d'estimation des CPUE comprend le nombre de traits nuls et le nombre de traits où l'espèce évaluée a été capturée, la série produite pourrait permettre un suivi de l'abondance. En raison de la grande présence d'observateurs dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond en Colombie-Britannique, on peut présumer avec confiance que les traits nuls sont enregistrés de façon raisonnablement fiable. Dans le cas de cet ensemble d'évaluations des stocks du complexe, l'hypothèse d'une pêche accessoire remplace l'analyse du complexe du sud, mais la pêche dirigée est une composante importante de la pêche du complexe du nord. Nous avons traité ce problème différemment dans ces évaluations des stocks, en faisant varier la quantité d'erreurs de processus ajoutée à l'analyse, une faible erreur de processus produisant un ajustement plus étroit du modèle à la série de CPUE, et une erreur de processus élevée permettant au modèle d'ignorer essentiellement la série. Dans tous les cas, l'utilisation de la série de CPUE a stabilisé les modèles, surtout pour les simulations relatives à la méthode de MCCM. L'utilisation des CPUE dans ces modèles est donc devenue l'un des axes d'incertitude dans le scénario de référence composite.

Une source d'incertitude importante concernant la présente évaluation des stocks est qu'il est impossible d'estimer la mortalité naturelle M , compte tenu des données disponibles. Comme mentionné dans la section 6.5, dans le cadre de la présente évaluation, on a tenté de cerner

des valeurs plausibles de la mortalité naturelle d'après la fréquence observée d'individus plus âgés dans les données. Compte tenu des estimations fournies par des estimateurs crédibles de la mortalité naturelle, nous avons utilisé des valeurs de $M = 0,035$, $0,045$ et $0,055$ comme fondement de cet axe d'incertitude, ayant déterminé que les valeurs de M qui ne font pas partie de cette plage sont moins crédibles compte tenu de la plage d'âges disponibles observée. Il convient de noter que nous avons choisi de ne pas examiner la pente (h). En effet, les premières exécutions du complexe du nord indiquaient que les niveaux de la biomasse étaient élevés et que ce paramètre ne serait pas testé, de sorte qu'il était plus facile de l'omettre. Toutefois, nous avons maintenu cette décision pour l'évaluation des stocks du complexe du sud, en raison de la faible quantité de données disponibles pour ce stock et des problèmes d'ajustement correspondants que nous avons rencontrés. Il est à espérer que davantage de données sur la détermination de l'âge seront disponibles pour la prochaine évaluation de ces stocks.

En plus des incertitudes susmentionnées entourant l'exactitude de l'historique des prises, la confusion créée par l'indice des CPUE, la rareté des données et l'incertitude concernant les projections, d'autres problèmes ont entraîné une incertitude dans les résultats. Aucun indice de la biomasse n'est disponible avant la fin des années 1990. Les données disponibles sur la composition selon l'âge comportent une importante erreur de détermination de l'âge.

Les tableaux de décision présentent des orientations pour la sélection de recommandations sur les prises à court terme, et décrivent la plage des futurs résultats possibles pour la période projetée, à des niveaux de prises annuelles fixes. Pour que les prédictions soient exactes, le modèle doit être correct. L'incertitude qui entoure les paramètres est expressément traitée au moyen d'une approche bayésienne; cependant, elle reflète seulement le modèle utilisé et les coefficients de pondération appliqués aux différentes composantes des données. Ces tableaux indiquent qu'il y a peu de différences à court terme entre les limites projetées pour le complexe du nord, mais que le complexe du sud nécessitera un examen soigneux.

L'évaluation du stock du nord semble résister à un éventail d'hypothèses, y compris M , l'inclusion/exclusion des CPUE, l'historique des prises et la largeur de l'incertitude de la matrice d'erreur de la détermination de l'âge. Les ajustements crédibles du modèle aux données et le comportement de simulation bien convergé de la méthode de MCCM pour presque chaque exécution tentée confèrent une grande crédibilité à cette évaluation des stocks. Ce stock semble se situer à des niveaux relativement élevés de biomasse relative malgré le long historique de la pêche et les projections indiquent qu'il y a peu de préoccupations à court terme. En revanche, l'évaluation du stock du complexe du sud est beaucoup moins définitive, les exécutions utilisant $M = 0,035$ se rapprochant de la zone de prudence ou y entrant, et bon nombre des exécutions, en particulier celles utilisant $M = 0,055$, sont mal ajustées aux données avec des preuves de non-convergence dans les simulations selon la méthode de MCCM. Il est crédible que ce stock se situe peut-être à de faibles niveaux, compte tenu de la longue période de déclin des observations de CPUE depuis 2010. Les relevés sont moins clairs, bien que l'indice du relevé de 2018 au large de la côte ouest de l'île de Vancouver soit le plus faible de la série et que les indices du relevé dans le bassin de la Reine-Charlotte de 2017 et de 2019 soient également faibles. Une source possible d'optimisme est le grand nombre de jeunes du complexe observés dans les données du relevé dans le bassin de la Reine-Charlotte, qui pourrait indiquer un bon recrutement pour la pêche dans un proche avenir. Cependant, ce stock est probablement à un niveau bas, mais on ne connaît pas exactement sa faiblesse.

11. BESOINS FUTURS EN MATIÈRE DE RECHERCHE ET DE DONNÉES

Les questions suivantes devraient être étudiées lors de la planification des futures évaluations du stock de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires et des mesures de gestion connexes³ :

1. Poursuivre la série de relevés au chalut indépendants de la pêche qui sont menés le long de la côte britanno-colombienne. On vise notamment à prélever des échantillons sur la composition selon l'âge et la longueur, grâce auxquels on pourra estimer les ogives de sélectivité propres à chaque relevé.
2. Mettre en œuvre des programmes d'échantillonnage (pour le matériel génétique ou la morphologie des otolithes) dans les pêches commerciales pertinentes afin d'estimer explicitement la composition des espèces du complexe dans toutes les principales pêches de la Colombie-Britannique. Il faudrait réaliser cet échantillonnage pendant plusieurs années pour mieux comprendre la variation des proportions des espèces au fil des ans à une échelle spatiale déterminée.
3. Poursuivre l'échantillonnage des espèces du complexe (pour le matériel génétique ou la morphologie des otolithes) dans les trois relevés synoptiques utilisés pour surveiller ces deux espèces : relevés au large de la côte ouest de Haida Gwaii, dans le bassin de la Reine-Charlotte et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. Cet échantillonnage devrait, au minimum, être mené les mêmes années que dans la pêche commerciale. Toutefois, idéalement, il devrait faire régulièrement partie de ces relevés.
4. Étudier la possibilité d'utiliser les relevés à la palangre (CIFP, sur fond dur pour le complexe du nord et pour le complexe du sud) afin de fournir des estimations fiables de la biomasse relative pour le sébaste à taches noires et le sébaste à œil épineux. Si l'on constate que ces relevés fournissent des indices fiables de l'abondance, il faudrait instaurer l'échantillonnage des espèces du complexe pour ces relevés.
5. Déterminer s'il est possible de tirer des indices de la biomasse relative à partir des prises d'individus du complexe dans le relevé au casier sur la morue charbonnière. Si l'on constate qu'il est possible d'obtenir des indices fiables de l'abondance à partir de ce relevé, il faudrait instaurer l'échantillonnage des espèces du complexe pour ce relevé.
6. Étudier la faisabilité d'utiliser des modèles pour répartir le complexe entre les différentes espèces. Ces modèles devraient utiliser les données générées par les programmes d'échantillonnage susmentionnés.
7. Donner la priorité aux travaux sur la morphologie des otolithes pour voir si cette méthode peut être utilisée pour identifier des espèces précises.
8. Déterminer l'âge du plus grand nombre possible d'échantillons commerciaux non analysés depuis 2007.
9. Obtenir des échantillons d'âge représentatifs auprès des pêches commerciales pertinentes.
10. Analyser plus en détail les données sur les juvéniles du complexe afin de déterminer les préférences en matière de croissance et de profondeur, en particulier les données de relevés qui semblent présenter une incidence élevée de petits individus du complexe (p. ex. relevé synoptique dans le détroit d'Hécate, relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, relevé au chalut sur les mollusques et crustacés).

³ Bon nombre des points de cette liste reflètent les recommandations de la réunion de l'examen régional par les pairs de mai 2020.

-
11. Envisager d'utiliser un modèle unisexe dans la prochaine évaluation des stocks du complexe (pour éviter la dilution des données).
 12. Étudier la faisabilité d'appliquer des clés âge-longueur pour compléter les années où les données sur la composition selon l'âge sont rares ou manquantes dans la pêche commerciale. On présume ici que les données sur la longueur sont plus abondantes que celles sur l'âge.
 13. Explorer l'utilisation d'un groupe d'âge « plus » en dessous de 80 dans le modèle d'évaluation des stocks.
 14. Essayer d'ajuster les données sur la composition selon l'âge en utilisant d'autres distributions, comme la distribution de Dirichlet ou logistique-normale (Schnute et Haigh 2007) ou la distribution multinomiale de Dirichlet (Thorson *et al.* 2017).
 15. Explorer l'utilisation de pénalités sur la maturité à des âges bas (code disponible auprès de l'un des examinateurs) plutôt que de fixer la maturité à zéro.
 16. Essayer d'estimer la pente lors de la prochaine évaluation du complexe du nord si les données sont suffisantes.
 17. Tenter des analyses rétrospectives dans la prochaine évaluation (nécessite un logiciel d'évaluation des stocks différent) si les données manquantes sur la fréquence selon l'âge après 2006 ont été mises à jour.
 18. Étudier les effets possibles des interactions dans la standardisation des CPUE.
 19. Examiner les méthodes de projection améliorées (p. ex. en incluant l'autocorrélation et les événements épisodiques de recrutement fort).
 20. Explorer les conséquences d'une fécondité relative plus élevée chez les femelles en fonction de la taille (mise en œuvre possible actuellement dans la synthèse des stocks, Méthot *et al.* 2018).
 21. Explorer d'autres modèles d'effets aléatoires pour l'erreur de détermination de l'âge (p. ex. Cope et Punt 2007).
 22. Produire une demande d'information et d'avis scientifique pour examiner les plans d'échantillonnage biologique existants, principalement dans les pêches commerciales. On pourrait également inclure des relevés et recommander des façons de les améliorer. Cette recommandation découle d'une tendance claire à réduire l'échantillonnage biologique ces dernières années.
 23. Déterminer si le sébaste à taches noires et le sébaste à œil épineux subissent une spéciation évolutive ou si le niveau élevé apparent d'hybridation signifie que les deux espèces ne seront plus distinctes à l'avenir.
 24. Étudier comment des populations uniques, comme celle du sébaste à taches noires ou du sébaste à œil épineux, font partie d'un système complexe composé d'éléments biologiques et économiques (Walker et Salt 2006). Ces systèmes peuvent avoir plusieurs états stables, ce qui peut avoir une incidence sur notre compréhension de la dynamique et de la résilience des populations du complexe.
 25. Étudier les effets des changements climatiques sur les populations du complexe et déterminer comment les changements touchant l'écosystème influencent notre perception des conditions d'équilibre selon différents régimes climatiques. Cet élément peut comprendre l'étude de l'utilisation de covariables environnementales à titre d'indicateurs du recrutement et du rôle d'un recrutement épisodique dans la stratégie évolutive du complexe.

12. REMERCIEMENTS

Allan Hicks (Commission internationale du flétan du Pacifique) avait déjà soutenu le recours à la version Awatea du modèle d'évaluation des stocks de Coleraine, qui est utilisée dans beaucoup d'évaluations de stocks de sébastes côtiers. Les employés du Laboratoire de sclérochronologie de la Station biologique du Pacifique (SBP) étaient en train de déterminer l'âge des otolithes du complexe lorsque le gouvernement a fermé les services non essentiels à la Station le 17 mars 2020 en raison de la COVID-19. Cela a perturbé la lecture des âges des prises de la pêche commerciale des dernières années, mais les données devraient être disponibles pour la prochaine évaluation des stocks. Les examens par les pairs rédigés par Zane Zhang (Station biologique du Pacifique, MPO) et Paul Spencer (Alaska Fisheries Science Center, NOAA) ont fourni des orientations utiles et ont alimenté les discussions lors de la réunion régionale d'examen par les pairs. Greg Workman a animé cette réunion à titre de président et Midoli Bresch a assumé le rôle de rapporteur.

13. RÉFÉRENCES

- Cope, J.M. and Punt, A.E. 2007. [Admitting ageing error when fitting growth curves: an example using the von Bertalanffy growth function with random effects](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 64: 205-218.
- COSEPAC 2007. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur lesébaste à oeil épineux du type I \(Sebastes sp. type I\) et du type II \(Sebastes sp. type II\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 40 p.
- Creamer, J.M. 2016. [Using genetic species identification and environmental data to distinguish historical catches of cryptic Blackspotted Rockfish \(*Sebastes melanostictus*\) and Rougheye Rockfish \(*Sebastes aleutianus*\) in British Columbia](#). Master's thesis, Simon Fraser University, Burnaby, BC, 40 p.
- Edwards, A.M., Haigh, R. and Starr, P.J. 2012a. [Stock assessment and recovery potential assessment for Yellowmouth Rockfish \(*Sebastes reedi*\) along the Pacific coast of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/095. iv + 188 p.
- Edwards, A.M., Haigh, R. and Starr, P.J. 2014a. [Pacific Ocean Perch \(*Sebastes alutus*\) stock assessment for the north and west coasts of Haida Gwaii, British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/092. vi + 126 p.
- Edwards, A.M., Haigh, R. and Starr, P.J. 2014b. [Pacific Ocean Perch \(*Sebastes alutus*\) stock assessment for the west coast of Vancouver Island, British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/093. vi + 135 p.
- Edwards, A.M., Starr, P.J. and Haigh, R. 2012b. [Stock assessment for Pacific ocean perch \(*Sebastes alutus*\) in Queen Charlotte Sound, British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/111. viii + 172 p.
- Fletcher, D., Mackenzie, D. and Villouta, E. 2005. [Modelling skewed data with many zeros: A simple approach combining ordinary and logistic regression](#). Environmental and Ecological Statistics 12, 45–54.
- Forrest, R.E., McAllister, M.K., Dorn, M.W., Martell, S.J.D. 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](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67: 1611–1634.

-
- Forrest, R.E., Holt, K.R. and Kronlund, A.R. 2018. [Performance of alternative harvest control rules for two Pacific groundfish stocks with uncertain natural mortality: bias, robustness and trade-offs](#). Fish. Res. 206: 259-286.
- Francis, R.I.C.C. 2011. [Data weighting in statistical fisheries stock assessment models](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68(6): 1124–1138.
- Garvin, M.R., Marcotte, R.W., Palof, K.J., Riley, R.J., Kamin, L.M. and Gharrett, A.J. 2011. [Diagnostic single-nucleotide polymorphisms identify Pacific ocean perch and delineate blackspotted and rougheye rockfish](#). Trans. Am. Fish. Soc. 140: 984-988.
- Gharrett, A.J., Matala, A.P., Peterson, E.L., Gray, A.K., Li, Z. and Heifetz, J. 2005. [Two genetically distinct forms of rougheye rockfish are different species](#). Trans. Am. Fish. Soc. 134: 242-260.
- Haigh, R., Starr, P.J., Edwards, A.M., King, J.R., and Lecomte, J.-B. 2019. [Évaluation du stock de sébaste à longue mâchoire \(*Sebastes alutus*\) dans le détroit de la Reine-Charlotte, en Colombie-Britannique, en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/038.v + 237 p.
- Hamel, O.S. 2015. [A method for calculating a meta-analytical prior for the natural mortality rate using multiple life history correlates](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1): 62-69.
- Harris, J.P., Hutchinson, C. and Wildes, S. 2019. [Using otolith morphometric analysis to improve species discrimination of blackspotted rockfish \(*Sebastes melanostictus*\) and rougheye rockfish \(*S. aleutianus*\)](#). Fish. Bull. 117: 234244.
- Hicks, A.C., Wetzel, C. and Harms, J. 2014. [The status of rougheye rockfish \(*Sebastes aleutianus*\) and blackspotted rockfish \(*S. melanostictus*\) as a complex along the U.S. West Coast in 2013](#). Stock Assessment and Fishery Evaluation (SAFE) , NMFS, NOAA xvi + 250 p.
- Hilborn, R., Maunder, M., Parma, A., Ernst, B., Payne, J. and Starr, P. 2003. [Coleraine: A generalized age-structured stock assessment model. User's manual version 2.0](#). University of Washington Report SAFS-UW-0116. Tech. rep., University of Washington.
- Hoenig, J.M. 1983. [Empirical use of longevity data to estimate mortality rates](#). Fish. Bull. 82(1): 898-903.
- Krieger, K.J. and Ito, D.H. 1999. [Distribution and abundance of shortraker rockfish, *Sebastes borealis*, and rougheye rockfish, *S. aleutianus*, determined from a manned submersible](#). Fish. Bull. 97(2): 264-272.
- Love, M.S., Yoklavich, M. and Thorsteinson, L. 2002. The Rockfishes of the Northeast Pacific. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California.
- Methot, R.D., Wetzel, C. and Taylor, I. 2018. [Stock Synthesis: User Manual Version 3.30.10](#). Tech. rep., NOAA Fisheries, Seattle WA, USA.
- MPO. 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#). Consulté 5 juin 2019.
- MPO. 2016. [Lignes directrices sur la prestation de mises à jour et d'avis scientifiques pour les évaluations pluriannuelles](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/020.
- Munk, K.M. 2001. [Maximum ages of groundfishes in waters off Alaska and British Columbia and considerations of age determination](#). Alaska Fish. Res. Bull. 8: 12-21.
-

-
- New Zealand Ministry of Fisheries. 2011. [Operational Guidelines for New Zealand's Harvest Strategy Standard](#). Ministry of Fisheries, New Zealand.
- Orr, J.W. and Hawkins, S. 2008. [Species of the rougheye rockfish complex: resurrection of *Sebastes melanostictus* \(matsubara, 1934\) and a redescription of *Sebastes aleutianus* \(Jordan and Evermann, 1898\) \(Teleostei: Scorpaeniformes\)](#). Fish. Bull. 106: 111-134.
- Pêches et Océans Canada. 2012. [Plan de gestion du complexe des sébastes à œil épineux et à taches noires \(*Sebastes aleutianus* et *S. melanostictus*\) ainsi que du sébastolobe à longues épines \(*Sebastolobus altivelis*\) au Canada](#). Série des plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vi+ 50 p.
- Schnute, J.T. and Haigh, R. 2007. [Compositional analysis of catch curve data, with an application to *Sebastes maliger*](#). ICES J. Mar. Sci. 64(2): 218-233.
- Shotwell, S.K. and Hanselman, D.H. 2019. [Chapter 13: Assessment of rougheye and blackspotted rockfish in the Gulf of Alaska](#). In Stock Assessment and Fishery Evaluation (SAFE) Report for the Groundfish Resources of the Gulf of Alaska, chap. 12, p. 1-115. North Pacific Fishery Management Council (NPFMC).
- Stanley, R.D. and Kronlund, A.R. 2000. [Silvergray rockfish \(*Sebastes brevispinis*\) assessment for 2000 and recommended yield options for 2001/2002](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2000/173. 116 p.
- Stanley, R.D., Starr, P. and Olsen, N. 2009. [Stock assessment for Canary rockfish \(*Sebastes pinniger*\) in British Columbia waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/013. xxii + 198 p.
- Starr, P.J. and Haigh, R. 2017. [Stock assessment of the coastwide population of Shortspine Thornyhead \(*Sebastolobus alascanus*\) in 2015 off the British Columbia coast](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/015. ix + 174 p.
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2021a. [Évaluation du stock de sébaste à raie rouge \(*Sebastes proriger*\) en Colombie-Britannique en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/014. viii + 356 p.
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2021b. [Évaluation du stock de veuve \(*Sebastes entomelas*\) de la Colombie-Britannique en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/039. viii + 258 p.
- Starr, P. J. et Haigh, R. 2022. Évaluation du stock de bocaccios (*Sebastes paucispinis*) de la Colombie-Britannique en 2019 et lignes directrices relatives à l'élaboration de plans de rétablissement. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/001. viii + 214 p.
- Starr, P.J., Haigh, R. and Grandin, C. 2016. [Stock assessment for Silvergray Rockfish \(*Sebastes brevispinis*\) along the Pacific coast of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/042. vi + 170 p.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G. and Hewitt, D.A. 2015. [Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1): 82-92.
- Thorson, J.T., Johnson, K.F., Methot, R.D. and Taylor, I.G. 2017. [Model-based estimates of effective sample size in stock assessment models using the Dirichlet-multinomial distribution](#). Fish. Res. 192: 84-93.
- Walker, B. and Salt, D. 2006. [Resilience Thinking: Sustaining Ecosystems and People in a Changing World](#). Island Press. Washington DC. 192 p.
-

ANNEXE A. DONNÉES SUR LES PRISES

A.1. BREF HISTORIQUE DE LA PÊCHE

Forrester (1969) a fourni un bref historique de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP), qui a été reproduit ci-dessous (avec certaines modifications). À l'heure actuelle, la CPMP porte le nom de [Pacific States Marine Fisheries Commission](#) [en anglais seulement]. Cependant, on a utilisé l'acronyme CPMP dans le présent document pour conserver le contexte historique.

La CPMP a été créée en 1947 lorsque les États de Washington, de l'Oregon et de la Californie ont signé un accord interétatique avec le consentement du 80^e Congrès américain. En 1956, divers organismes de recherche situés le long de la côte du Pacifique ont conclu une entente informelle visant à établir une description uniforme des zones de pêche afin de coordonner la collecte et la compilation de statistiques liées aux prises obtenues au moyen de chalut à panneaux. Cette tâche a été entreprise par la CPMP, avec la coopération informelle de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les zones 1A, 1B et 1C comprennent les eaux de la côte californienne, tandis que les zones 2A à 2D comprennent les eaux au large de l'Oregon ainsi qu'une petite portion des eaux du sud de Washington. Le reste des eaux de la côte de Washington ainsi que les eaux au large de la côte ouest de l'île de Vancouver forment les zones 3A à 3D, tandis que les eaux intérieures des États-Unis et du Canada (détroit Juan de Fuca, détroit de Georgia et la baie Puget) sont représentées par les zones 4A et 4B, respectivement. Les lieux de pêche situés entre l'extrémité nord de l'île de Vancouver et la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alaska sont représentés par les zones 5A à 5E. Les eaux au large de toute la côte de l'Alaska sont représentées par la zone 6, à l'exception d'une petite zone de pêche formée de chenaux côtiers qui n'a pas fait l'objet de pêche intensive au chalut par les citoyens nord-américains.

Le début de l'historique de la flottille de chalutiers de la Colombie-Britannique a été décrit par Forrester et Smith (1972). La pêche au chalut des sébastes du talus continental existe en Colombie-Britannique depuis les années 1940. Outre les chalutiers canadiens, des flottilles étrangères ont pêché le sébaste à longue mâchoire (*Sebastes alutus*) dans les eaux de la Colombie-Britannique pendant une vingtaine d'années. Elles venaient surtout des États-Unis (1959 à 1976), de l'URSS (1965 à 1968) et du Japon (1966 à 1976). De ce fait, les navires étrangers ont prélevé de grandes quantités de la biomasse de sébastes, y compris d'espèces autres que le sébaste à longue mâchoire, dans le bassin de la Reine-Charlotte (Ketchen 1976, 1980b), au large de la côte ouest de Haida Gwaii (Ketchen 1980a, b) et de la côte ouest de l'île de Vancouver (Ketchen 1976, 1980a, b). Toutes les flottilles étrangères sont interdites dans les eaux situées à moins de 200 milles marins des côtes canadiennes depuis la déclaration de la zone économique exclusive en 1977. L'effort de pêche canadien s'est intensifié à partir de 1985, et pendant la décennie suivante, les pêcheurs déclaraient souvent les débarquements par espèce de façon erronée afin d'éviter les limites par sorties de pêche propres à une espèce.

Avant 1977, aucun quota n'avait été fixé pour les espèces de sébastes du talus continental. Depuis, le Groupe de gestion du poisson de fond de Pêches et Océans Canada (MPO) a imposé une combinaison de quotas par espèce ou par zone, des fermetures spatiales ou temporelles et des limites par sortie pour les principales espèces de poissons.. Les quotas sous forme de total autorisé des captures (TAC) ont été mis en place pour la première fois en 1997 pour le sébaste à œil épineux (*Sebastes aleutianus*) sur la côte de la Colombie-Britannique (tableau A.1, et autres mesures de gestion dans le tableau A.2). Auparavant, des TAC pour des

groupes de sébastes qui comprenaient le sébaste à œil épineux avaient été établis de 1994 à 1996. Il est à noter que les données sur les prises de la pêche déclarent toutes les débarquements du complexe de sébaste à œil épineux et de sébaste à taches noires (complexe) en tant que sébaste à œil épineux; on considère donc que toutes les prises de sébaste à œil épineux comprennent les deux espèces.

Le complexe n'a jamais fait l'objet d'une évaluation officielle des stocks. Un examen préalable du COSEPAC a été publié en 2005 afin de fournir des données sur la biologie, la répartition et les tendances de l'abondance pour le complexe (Haigh *et al.* 2005). Les estimations a posteriori modélisées du taux de mortalité total Z ($F + M$) sur la côte ouest de Haida Gwaii ont permis de comparer l'année de relevé 1997 aux années commerciales 1996 et 2003. Le taux de mortalité moyen Z estimé à partir du relevé de 1997 était de 0,048, avec des limites de confiance à 95 % de (0,039, 0,058)⁴. L'estimation du taux Z de la pêche commerciale en 1996 était équivalente, avec une moyenne de 0,045 (0,038, 0,054)⁴. En 2003, les classes d'âge plus âgées étaient tronquées et les poissons plus jeunes prédominaient. La moyenne de la distribution a posteriori de Z était de 0,091 (0,072, 0,107)⁴. Il semble que la mortalité par pêche ait doublé dans cette région de 1996 à 2003, si l'on suppose que la mortalité naturelle soit demeurée constante à $M = 0,035$.

En 2009, le complexe a été inscrit comme espèce préoccupante en vertu de la LEP. Il a alors fallu élaborer un plan de gestion afin de fournir des avis aux administrations⁵ et aux organisations susceptibles de participer à des activités de conservation de l'espèce. Ce plan de gestion ([MPO 2012](#)) a fait suite à une vaste consultation auprès des participants menée par un groupe de travail technique en octobre 2010, et a été affiché sur le site Web des consultations de la région du Pacifique du MPO pour une période de commentaires du public du 25 mars au 28 avril 2011. Le plan de gestion résume divers aspects pertinents pour l'espèce (biologie, répartition de la population, besoins en matière d'habitat, rôle écologique, menaces pesant sur la population) et décrit les objectifs de gestion (p. ex. produire des évaluations des stocks examinées par les pairs) et les mesures prises (p. ex. prélever des échantillons génétiques lors de tous les relevés scientifiques du MPO).

Le sébaste à œil épineux et le sébaste à taches noires sont omniprésents sur la côte de la Colombie-Britannique et la plupart des prises sont effectuées près du fond, à des profondeurs de 200 à 800 m et plus le long du rebord du plateau. Ces deux espèces figurent parmi les espèces de *Sebastes* à la plus grande longévité, avec des âges maximums de 147 ans (complexe des zones 5DE, appelé « complexe du nord » dans la présente évaluation) et de 125 ans (complexe des zones 3CD5AB, appelé « complexe du sud » dans la présente évaluation) dans les eaux de la Colombie-Britannique, et de 205 ans dans le sud-est de l'Alaska (Munk 2001, fort probablement un spécimen du type I). Le complexe des sébastes est capturé par les chaluts, les lignes, ainsi que dans la pêche de la morue charbonnière au casier; ces deux espèces sont des espèces clés dans la pêche intégrée multispécifique du poisson de fond en Colombie-Britannique. Le complexe a été géré comme une seule population, appelée « sébaste à œil épineux », en attendant un avis sur les méthodes d'identification des espèces et les répercussions de diverses stratégies de récolte sur l'état prévu des stocks pour chaque espèce du complexe. La différenciation entre ces deux espèces se fait par échantillonnage génétique parce qu'il n'est pas possible de les distinguer rapidement et de manière fiable par une inspection visuelle.

⁴ Estimation visuelle des limites de confiance à 95 % selon la figure 5 de Haigh *et al.* (2005).

⁵ Administrations responsables : Pêches et Océans Canada, Environnement Canada, Agence Parcs Canada

En 2012, des mesures ont été prises pour réduire et gérer les prises accessoires de coraux et d'éponges dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond en Colombie-Britannique. Voici quelques-unes de ces mesures, qui ont été élaborées de façon conjointe par des représentants de l'industrie et d'organisations non gouvernementales de l'environnement (Wallace *et al.* 2015) : limiter l'empreinte relative aux activités de pêche au chalut de fond; établir une limite de conservation relative aux prises accessoires combinées de coraux et d'éponges; établir un protocole à suivre lorsque ces espèces sont présentes dans les traits de chalut individuels et que les prises combinées de coraux et d'éponges dépassent 20 kg. Ces mesures ont été intégrées dans le [Plan de gestion intégrée des pêches aux poissons de fond](#) du MPO pour la région du Pacifique (21 février 2016, version 1.1 [la version française est un résumé, voir la [version anglaise](#) pour le plan complet]). Elles ont également été appliquées à tous les chalutiers de la Colombie-Britannique.

Tableau A.1. Totaux autorisés des captures (TAC, en tonnes/année) annuels pour le complexe capturé dans les eaux de la Colombie-Britannique. Il s'agit de l'année civile de 1993 à 1996 et de l'année de pêche à partir de 1997. T = Chalut, H = Flétan, ZN = zone ZN extérieure, LL = Palangre, R = Recherche.

Année	Historique du TAC			TAC par pêche				Recherche			Attribution du secteur			
	Début	Fin	TAC	T	H	ZN	R	T	LL	ZN	T	ZN	H	
1993	1993-01-01	1993-12-31	-	6,8 t/sortie	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	1994-01-15	1994-12-31	12 574	12 574	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1995	1995-01-01	1995-12-31	10 451	9 716	-	735	-	-	-	-	0,9297	0,0703	-	-
1996	1996-06-02	1997-03-31	2 011	1 311	-	700	-	-	-	-	0,6519	0,3481	-	-
1997	1997-01-04	1998-03-31	1 185	380	-	805	-	-	-	-	0,3207	0,6793	-	-
1998	1998-01-04	1999-03-31	950	549	-	401	-	-	-	-	0,5779	0,4221	-	-
1999	1999-01-04	2000-03-31	950	433	-	517	-	-	-	-	0,4558	0,5442	-	-
2000	2000-01-04	2001-03-31	939,6	431	34,8	473,8	-	-	-	-	0,4587	0,5043	0,0370	-
2001	2001-01-04	2002-03-31	950	530	29	391	-	-	-	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2002	2002-01-04	2003-03-31	950	530	29	391	-	-	-	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2003	2003-01-04	2004-03-31	970	530	29	391	20	-	-	20	0,5580	0,4117	0,0303	-
2004	2004-01-04	2005-03-31	970	530	29	391	20	-	-	20	0,5580	0,4117	0,0303	-
2005	2005-01-04	2006-03-31	970	530	29	391	20	-	-	20	0,5580	0,4117	0,0303	-
2006	2006-01-04	2007-03-31	1 140	636	35	469	-	-	-	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2007	2007-10-03	2008-03-31	1 140	636	35	469	-	-	-	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2008	2008-08-03	2009-02-20	1 140	636	33	451	20	-	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2009	2009-02-21	2010-02-20	1 140	636	33	451	20	-	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2010	2010-02-21	2011-02-20	1 140	636	33	451	20	-	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2011	2011-02-21	2013-02-20	1 140	636	33	451	20	-	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2012	2011-02-21	2013-02-20	1 140	636	33	451	20	-	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2013	2013-02-21	2014-02-20	1 140	636	33	451	20	-	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2014	2014-02-21	2015-02-20	1 140	636	33	451	20	-	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2015	2015-02-21	2016-02-20	1 141,5	636	33	451	22	1,5	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2016	2016-02-21	2017-02-20	1 150,3	636	33	451	30	10,3	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2017	2017-02-21	2018-02-20	1 141,8	636	33	451	22	1,8	20	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2018	2018-02-21	2019-02-20	1 158,6	636	33	451	39	14,9	23,7	-	0,5580	0,4117	0,0303	-
2019	2019-02-21	2020-02-20	1 145	636	33	451	25	1,3	23,7	-	0,5580	0,4117	0,0303	-

Tableau A.2. Codes pour les remarques sur les mesures de gestion et les ajustements de quotas qui figurent dans le Tableau A.1. Abréviations figurant dans la colonne « Mesures de gestion » : CCPFPC = Comité consultatif sur les poissons de fond pêchés au chalut; LM = limite en matière de mortalité; MPO = Pêches et Océans Canada; PAL = pêches aux lignes; PGIP = Plan de gestion intégrée des pêches; PVQ = Programme de vérification à quai; QIB = quota individuel de bateau; TAC = Total autorisé des captures. Pour des renseignements détaillés, consulter les [Plans de gestion intégrée des pêches archivés pour la région du Pacifique](#).

Année	Mesures de gestion
1993	RER: Trip limits for trawl specified for the first time.
1994	CHALUT : Mise en place du PVQ pour la flottille de chalutiers.
1994	Afin de réduire les rejets de poissons en mer et de simplifier le régime de récolte, on a procédé à un regroupement des sébastes. En consultation avec le CCPFPC, on a formé les agrégats suivants : A1 = SLM, SBJ, SOE, SCA, SA, SQJ; A2 = SRR, V; A3 = SB, SCE, SLE; A4 = AS
1995	CHALUT: Les agrégats de chalut établis en 1994 sont changé: A1=CAR, SGR, YTR, WWR, RER; A2=POP, YMR, RSR; A3=SKR, SST, LST; A4=ORF.
1996	CHALUT: Lancement d'un programme de présence d'observateurs à bord de tous les navires pour la flottille des chalutiers extracôtiers.
1996	Le regroupement des sébastes se poursuit de façon limitée en 1996 : A1 = SQJ, V; A2 = SCA, SA; A3 = SLM, SBJ; A4 = SOE, SB; A5 = SRR, SMP; A6 = AS incl. SCE, SCE.
1997	CHALUT : Lancement du système de QIB pour les espèces ciblées par le TAC qui sont pêchées au chalut (1 ^{er} avril 1997).
1997	Tous les sébastes visés par la PAL, à l'exception du sébaste aux yeux jaunes, doivent être gérés selon les agrégats de sébastes suivants : A1 = SDE, SCU; A2 = SBJ, ST; A3 = SCA, SA; A4 = SOE, SB, SCE, SLE; A5 = SLM, SBJ, SRR; A6 = SQJ, SN, V; A7 = AS sauf le sébaste aux yeux jaunes.
2000	PAL: Mise en œuvre d'une répartition officielle des espèces de sébaste entre les secteurs du flétan et de la pêche à la ligne.
2000	TOUTES : On a entamé des discussions officielles en 2000 entre les secteurs des pêches aux lignes du sébaste (ZN) et du flétan, et de la pêche au chalut afin d'établir la répartition individuelle des prises de sébastes entre les secteurs pour remplacer la répartition de 92:8. Des ententes de répartition ont été conclues pour les espèces de sébastes non ciblées par le TAC. Les répartitions convenues de ces espèces seront mises en œuvre à l'avenir lorsque des TAC seront établis pour ces espèces, le cas échéant.
2001	sébaste à œil épineux: Établir les allocations commerciales entre les secteurs (en cours jusqu'en 2019) : chalut 55,8 %, pêche à la ligne : 41,17 %, flétan 3,03 %.
2002	CHALUT : Zones fermées afin de préserver quatre récifs d'éponges du groupe des Hexactinellides (siliceuses).
2003	Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires: La LEP est entrée en vigueur en 2003.
2006	TOUTES : Mise en place d'un plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) pour toutes les pêches ciblant le poisson de fond.
2006	PAL : Mise en œuvre de la surveillance électronique en mer et de la surveillance à quai pour toutes les activités de pêches aux lignes ciblant le poisson de fond.
2007	PAH: Amendment to Halibut IVQ cap for SST and RER -- reallocations can only occur in blocks up to 4000 lbs or until the vessel species cap is met. Once the first 4000 lbs has been caught additional IVQ can be reallocated onto the licence up to 4000 lbs. This can continue until the vessel species cap is met. Modification du plafond de la QIB pour le flétan pour la SCE et le SOE -- les réaffectations ne peuvent se faire que par blocs allant jusqu'à 4 000 lb ou jusqu'à ce que le plafond de l'espèce du navire soit atteint. Une fois que les 4000 premiers livres ont été capturés, un QIB supplémentaire peut être réattribué sur le permis jusqu'à 4000 livres. Cela peut se poursuivre jusqu'à ce que la limite d'espèces du navire soit atteinte.
2009	Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires: Publication du plan de gestion, avec l'objectif de maintenir des populations durables de SLE et de sébaste à œil épineux dans l'aire de répartition connue de chaque espèce dans les eaux canadiennes du Pacifique
2012	CHALUT : Gel de l'empreinte dans la zone où les activités de pêche au chalut de fond ciblant les sébastes peuvent avoir lieu (tous les navires régis par un permis valide de pêche commerciale au chalut de poissons de fond de catégorie T, qui ont sélectionné l'option A figurant dans le PGIP).
2013	CHALUT : Pour appuyer la recherche sur le poisson de fond, l'industrie de la pêche au chalut du poisson de fond a accepté les compensations du TAC de la pêche au chalut pour tenir compte de la mortalité inévitable durant les relevés plurispécifique sur le poisson de fond menés conjointement par le MPO et l'industrie en 2013.
2015	OUTES : À partir de 2015, on a déterminé l'attribution des prises pour les activités de recherche afin de tenir compte de la mortalité associée aux prises provenant de relevés, qui sera couverte par les TAC.

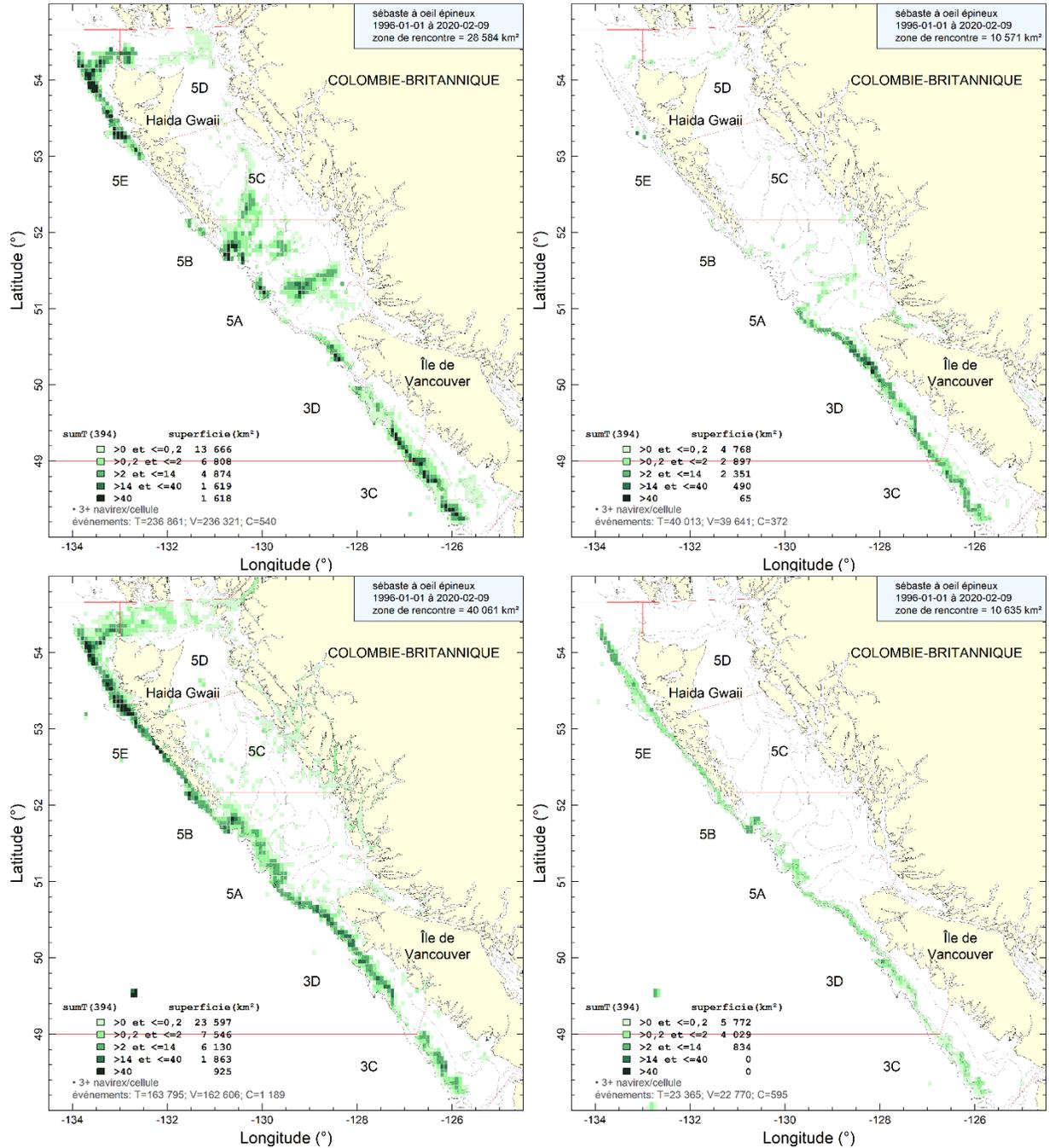


Figure A.1. Répartition aérienne des prises du complexe cumulées (en tonnes) provenant de la pêche au chalut de fond (à gauche) et de la pêche au chalut pélagique (à droite) de 1996 à 2020. Les cellules de grille ont une longitude de 0,075° et une latitude de 0,055° de latitude (environ 32 km²). Les isobathes de 100, 200, 500 et 1 200 m sont représentées. Il est à noter que les cellules dans lesquelles il y avait moins de trois navires de pêche ne sont pas représentées.

A.2. RECONSTITUTION DES PRISES

Dans le cadre de la présente évaluation, on a reconstitué les prises du complexe depuis 1918, mais on considère que cette pêche a débuté en 1935 (figure A.2), avant qu'elle ne commence à s'intensifier durant la Deuxième Guerre mondiale. Auparavant, les prises au chalut étaient négligeables et les prises provenant de la flotte ciblant le flétan étaient estimées à moins de 20 tonnes par stock par année. De 1950 à 1975, les navires américains capturaient généralement davantage de sébastes que les navires canadiens. De plus, du milieu des années 1960 au milieu des années 1970, des flottes étrangères (russes et japonaises) ont pêché de grandes quantités de sébastes, essentiellement des sébastes à longue mâchoire. Ces prises importantes ont d'abord été signalées par divers auteurs (Westrheim *et al.* 1972; Gunderson *et al.* 1977; Leaman et Stanley 1993). Cependant, Ketchen (1980a, b) a réexaminé les prises des flottes étrangères, surtout parce que dans les données statistiques de l'URSS, les sébastes étaient tous nommés « perches », tandis que les Japonais utilisaient le terme « sébaste à longue mâchoire », sans distinction. Pendant le processus de reconstitution, toutes les prises étrangères historiques (débarquements annuels de sébastes) ont fait l'objet d'un suivi distinct de celui des débarquements canadiens du complexe. Elles ont ensuite été converties en prises du complexe (section A.2.2) et ajoutées aux débarquements canadiens.

A.2.1. Sources de données

Depuis 2015, tous les tableaux des prises canadiennes officielles provenant des bases de données ci-dessous (à l'exception de PacHarv3) ont été combinés en un seul tableau intitulé GF_MERGED_CATCH, qui peut être consulté dans la base de données GFFOS du MPO. Toutes les bases de données du MPO sur le poisson de fond sont désormais hébergées sur le serveur DFBCV9TWPASP001. Les prises de bocaccios par secteur de pêche proviennent essentiellement des sept bases de données du MPO ci-dessous.

- PacHarv3 : bordereaux de vente (1982 à 1995) – Pêches aux lignes seulement.
- GFCatch (1954 à 1995) – Pêches au chalut et au casier.
- PacHarvHL : tableau de données combinées (1986 à 2006) – Pêches du flétan, de l'aiguillat commun et de la morue-lingue, et pêches aux lignes du sébaste.
- PacHarvSable : journaux de bord de pêcheurs (1995 à 2005) – Pêche de la morue charbonnière.
- PacHarvest : données des observateurs (1996 à 2007) – Pêche au chalut.
- GFFOS : sous-ensemble de données sur le poisson de fond issu du Système d'exploitation des pêches (2006 à 2019) – Toutes les pêches et tous les relevés modernes.
- GFBioSQL : prises issues de la pêche à la merluche menée conjointement et des relevés de recherche (1947 à 2019) – Pêches réalisées avec différents types d'engins. GFBioSQL est une base de données gérée par le système SQL Server correspondant à la base de données GFBio,

Toutes les sources de données, sauf PacHarv3, ont été remplacées par la base de données GFFOS à partir de 2007, parce que cette dernière a été conçue pour consigner tous les débarquements et les rejets canadiens provenant de la pêche commerciale et des activités de recherche sur la côte Ouest.

Avant l'arrivée des bases de données modernes sur les prises, les débarquements historiques de sébastes regroupés – soit le total de sébastes (TRF), soit les sébastes autres que le sébaste

à longue mâchoire (ORF) – étaient déclarés dans huit sources différentes (voir le document de Haigh et Yamanaka 2011). La première source historique de débarquements de sébastes provient du Bureau fédéral de la statistique (1918 à 1950).

L'objectif de la procédure est d'estimer les prises reconstituées d'une espèce de sébaste (nom générique : RRF) à partir des rapports RRF/ORF ou RRF/TRF, puis d'ajouter les rejets estimés à partir du rapport RRF/TAR (où TAR est l'espèce cible débarquée par pêche) afin de reconstituer les prises totales de l'espèce RRF.

A.2.2. Renseignements détaillés sur la reconstitution

A.2.2.1. Définition des termes utilisés

Voici un rappel de la définition des termes employés, qui précède un résumé des renseignements sur la reconstitution des prises.

Pêches : Cinq pêches sont prises en compte dans la reconstitution (même si le chalutage domine la pêche du complexe).

- T = Pêche au chalut (de fond et pélagique) du poisson de fond.
- H = Pêche à la palangre du flétan.
- S = Pêche au casier ou à la palangre de la morue charbonnière.
- DL = Pêche à la traîne ou à la palangre de l'aiguillat commun et de la morue-lingue (appelée « Annexe II » à l'origine).
- ZN = Pêches à la ligne du sébaste (appelées « ZN » de 1986 à 2006 et « Sébaste extérieur » et « Sébaste intérieur » depuis 2007).

TRF : Acronyme qui signifie total des sébastes (toutes les espèces des genres *Sebastes* et *Sebastolobus*).

ORF : Acronyme qui représente les prises débarquées d'autres sébastes (correspond à TRF moins les sébastes à longue mâchoire) cumulées par année, par pêche et par zone principale de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP).

POP : Sébaste à longue mâchoire

RRF : Espèce de sébaste reconstituée – dans la présente évaluation, le complexe

TAR : Prises débarquées de l'espèce ciblée.

L et D : L = Prises débarquées et D = Prises remises à l'eau (les anciens « rejets »).

gamma : Moyenne des rapports annuels, $\sum_i \text{RRF}_i^L / \text{ORF}_i^L$, regroupés par zone principale de la CPMP et par pêche, calculée à partir des années de référence $i = 1997$ à 2005. Pour le bocaccio, on a établi que les années de référence étaient 1996 à 2000 pour la pêche au chalut, et 2007 à 2011 pour les autres pêches. Pour le complexe, on a établi que les années de référence étaient 1997 à 2005 pour la pêche au chalut, et 2007 à 2009 pour les autres pêches.

delta : Moyenne des rapports annuels, $\sum_i \text{RRF}_i^D / \text{TAR}_i$, regroupés par zone principale de la CPMP et par pêche, calculée à partir des années de référence $i = 1997$ à 2006 pour la pêche au chalut, et 2000 à 2004 pour toutes les autres pêches. Les registres des observateurs ont été utilisés pour recueillir des données sur les prises remises à l'eau.

Étant donné que le modèle de population lié à la présente évaluation du stock utilise des années civiles, on doit également utiliser des estimations relatives aux années civiles. Par défaut, pour la reconstitution, on a utilisé le nombre de prises « officielles » (consignées) par pêche à partir de 1996 (T), 2000 (H), 2007 (S, DL) et 1986 (ZN), soit les années à partir desquelles le niveau de présence des observateurs procurait une couverture fiable. On n'a pas utilisé ces valeurs par défaut pour le complexe. On a plutôt reconstitué les débarquements avant 1996 pour la pêche au chalut et avant 2006 pour les autres pêches. Même s'il existe des données consignées antérieures à ces années, les groupes de travail techniques précédents ont considéré que les données consignées de 1985 (début des limites de prises par sortie de pêche) à 1994 (début du programme de surveillance à quai) étaient probablement exagérées, compte tenu des raisons qui incitaient les pêcheurs à mal consigner leurs prises pendant cette période.

Pour reconstituer les prises canadiennes du complexe, on a dû estimer les débarquements des années antérieures aux années pour lesquelles on disposait de prises consignées fiables, à l'aide des rapports gamma (tableau A.3). On a aussi utilisé ces rapports pour convertir les débarquements étrangers de sébaste à longue mâchoire en débarquements du complexe. Les rapports ont été calculés selon une période relativement moderne (1996 à 2005 pour la pêche au chalut et 2007 à 2009 pour les autres pêches). Par conséquent, une mise en garde évidente concernant cette procédure est que les rapports tirés d'une pêche moderne pourraient ne pas refléter les rapports de prises pendant l'activité historique des flottes étrangères ou lorsque les régimes de réglementation n'utilisaient pas de quotas individuels de bateau. On a donc utilisé une série d'années où gamma ne fluctue pas beaucoup pour tenter de réduire le plus possible ce problème potentiel.

Après avoir estimé les débarquements du complexe, on a estimé les prises non conservées (remises à l'eau ou rejetées), puis on les a ajoutées aux années relatives aux pêches : T = 1954 à 1995; H = 1918 à 2005; S/DL = 1950 à 2005 et ZN = 1986 à 2005. Ensuite, on a estimé les prises non conservées au moyen des rapports de Δ des individus du complexe rejetés par une pêche et les cibles de débarquement pour cette pêche (TAR) : T = complexe; H = flétan du Pacifique; S = morue charbonnière; DL = morue-lingue et aiguillat commun; ZN = complexe (tableau A.3).

Les prises annuelles actuelles du complexe pour la pêche au chalut et les autres pêches sont présentées dans le tableau A.4 et à la figure A.2. Les prises combinées des flottes décrites à la figure A.8 ont été utilisées dans les modèles de population.

A.2.2.2. Résultats de la reconstitution

Tableau A.3. Estimation des rapports « gamma » (sébaste à œil épineux/sébaste à longue mâchoire) et « delta » (rejets) pour chaque pêche et chaque zone de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP), qui ont été utilisés pour la reconstitution des prises du complexe. Remarque : sébaste à œil épineux = complexe dans les données sur les prises commerciales.

gamma (proportion de sébastes à œil épineux/sébaste à longue mâchoire)					
CPMP	Chalut	Flétan	Morue charbonnière	Aiguillat et morue-lingue	Sébastes pêchés aux lignes
3C	0,02779	0,29395	0,56921	0,00273	9.19E-05
3D	0,01590	0,27349	0,47284	0,00034	0,02350
5A	0,00298	0,09151	0,51457	0,00108	0,03210
5B	0,01515	0,15167	0,55209	0,00926	0,00638
5C	0,00724	0,02338	0,13902	0,00350	0,00715

CPMP	Chalut	Flétan	Morue charbonnière	Aiguillat et morue- lingue	Sébastes pêchés aux lignes
5D	0,02197	0,09293	0,05658	7.43E-05	0,00233
5E	0,20541	0,35729	0,52004	0	0,67015
delta (taux de rejets)					
CPMP	Chalut	Flétan	Morue charbonnière	Aiguillat et morue- lingue	Sébastes pêchés aux lignes
3C	0,00409	0,00016	0,02311	0	0
3D	0,00413	0,00087	0,00316	0	0
5A	0,00199	0,00022	0,00842	0	0,00196
5B	0,00655	0,00073	0,02386	0,00114	0
5C	0,00553	0,00018	0	0	0
5D	0,01936	7.44E-05	0	0	0
5E	0,00319	0,00424	0,02866	0,00166	7.26E-05

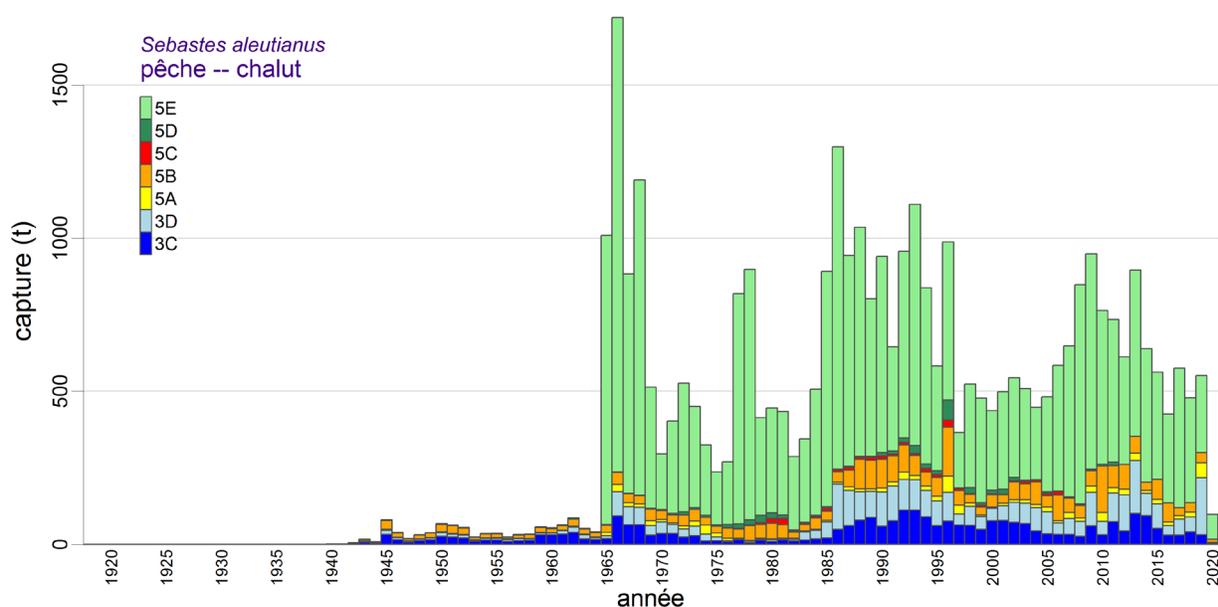


Figure A.2. Prises totales (prises débarquées et remises à l'eau) reconstituées (en tonnes) du complexe provenant de la pêche au **chalut** menée dans les zones principales de la Commission des pêches maritimes du Pacifique 3C à 5E.

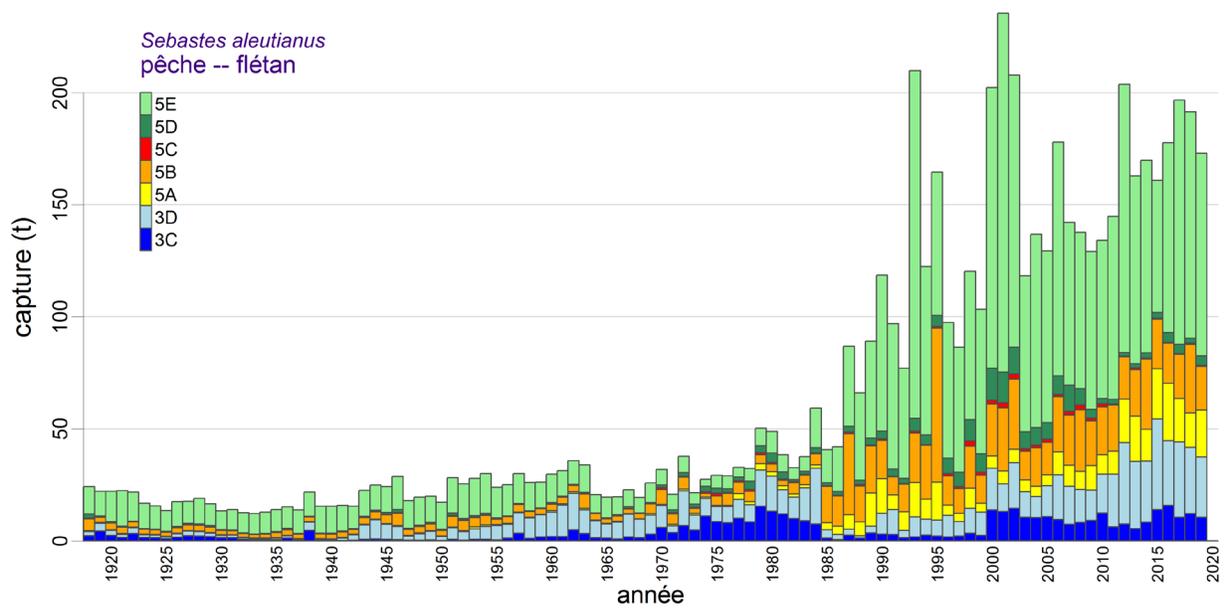


Figure A.3. Prises totales (prises débarquées et remises à l'eau) reconstituées (en tonnes) du complexe provenant de la pêche du **flétan** menée dans les zones principales de la Commission des pêches maritimes du Pacifique 3C à 5E.

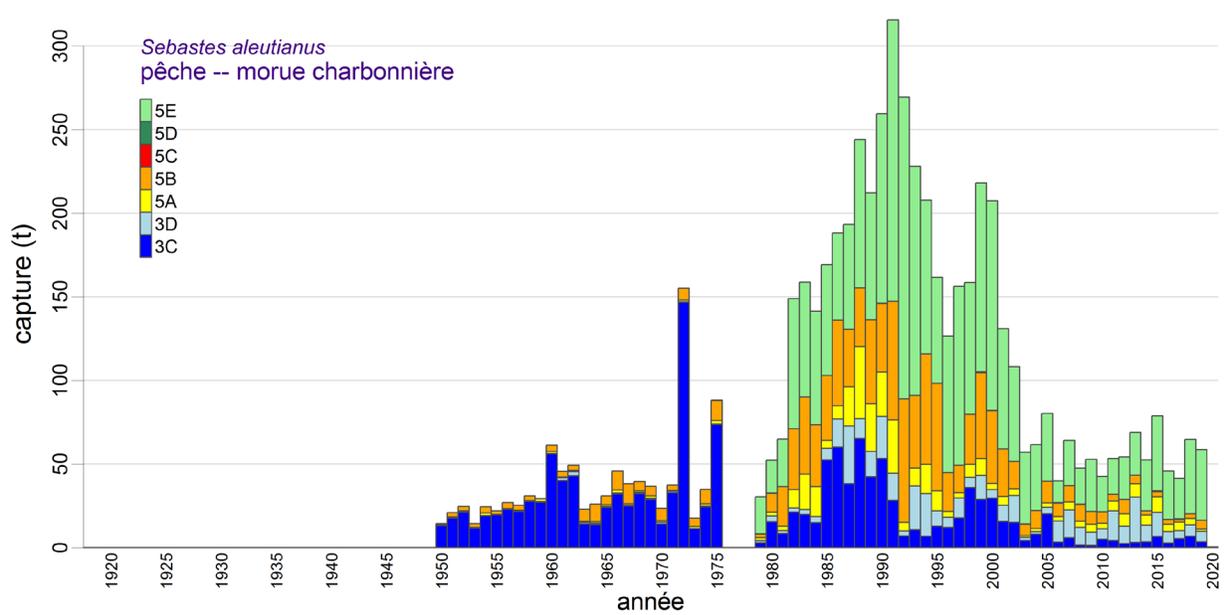


Figure A.4. Prises totales (prises débarquées et remises à l'eau) reconstituées (en tonnes) du complexe provenant de la pêche de la **morue charbonnière** menée dans les zones principales de la Commission des pêches maritimes du Pacifique 3C à 5E.

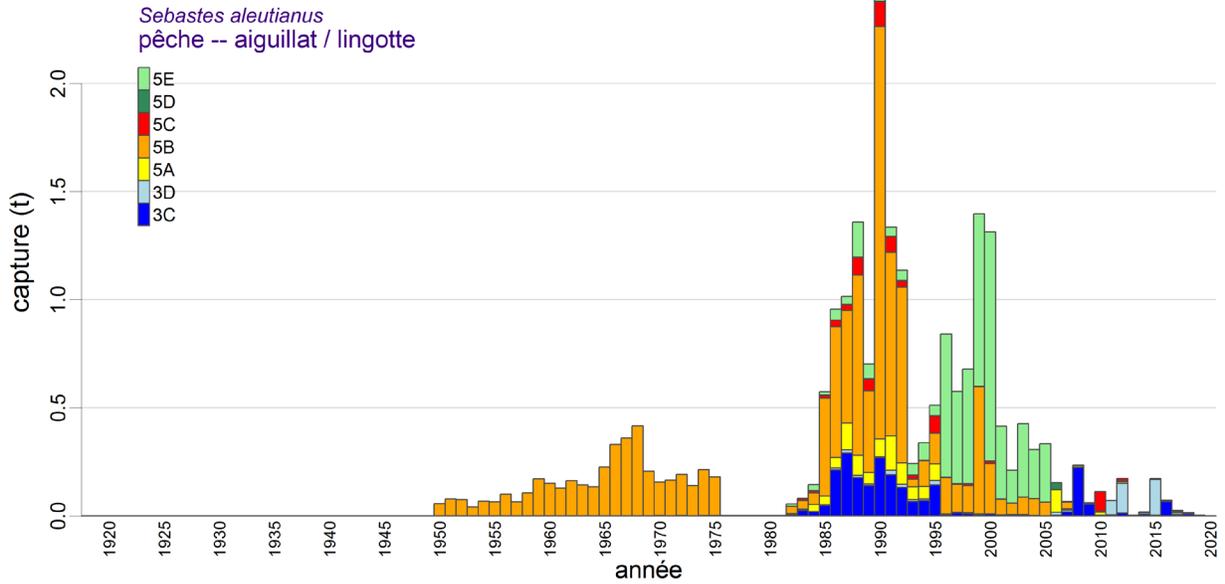


Figure A.5. Prises totales (prises débarquées et remises à l'eau) reconstituées (en tonnes) du complexe provenant de la pêche de l'aiguillat et de la morue-lingue menée dans les zones principales de la Commission des pêches maritimes du Pacifique 3C à 5E.

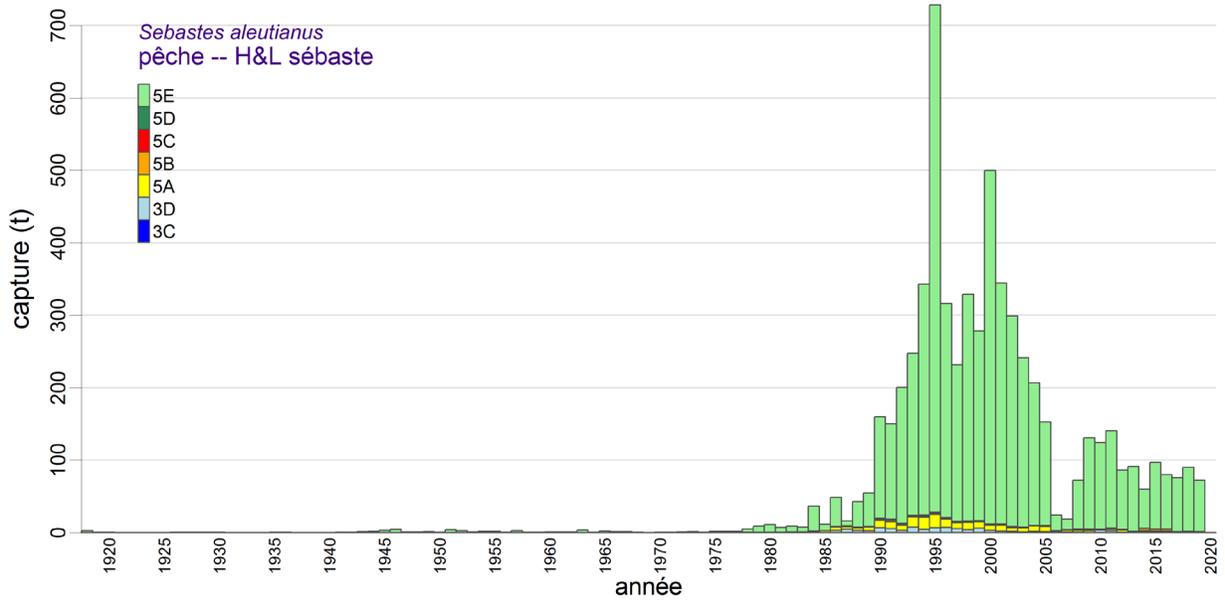


Figure A.6. Prises totales (prises débarquées et remises à l'eau) reconstituées (en tonnes) du complexe provenant des pêches à la ligne du sébaste menées dans les zones principales de la Commission des pêches maritimes du Pacifique 3C à 5E.

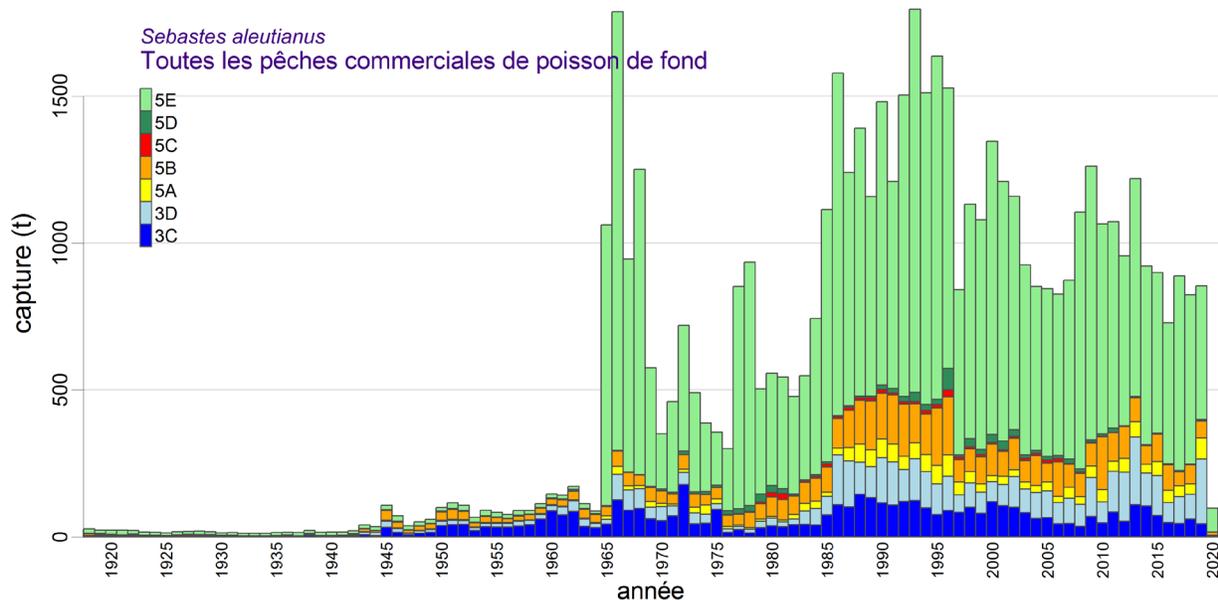


Figure A.7. Prises totales (prises débarquées et remises à l'eau) reconstituées (en tonnes) du complexe provenant des pêches combinées du poisson de fond menées dans les zones principales de la Commission des pêches maritimes du Pacifique 3C à 5E.

Tableau A.4. Prises reconstituées (en tonnes, débarquements + remises à l'eau) du complexe du nord (5DE) et du sud (3CD5AB) provenant des deux pêches. Les colonnes ombragées indiquent les prises utilisées dans le modèle de population et la colonne « autre » regroupe les prises provenant des pêches du flétan, de la morue charbonnière, de l'aiguillat commun et de la morue-lingue, et des pêches à la ligne du sébaste. Remarque : Les prises annuelles du complexe dans la zone 5C sont attribuées à chaque stock en fonction des proportions annuelles des prises par stock.

Année	Complexe N Chalut	Complexe N Autres	Complexe N Côte	Complexe S Chalut	Complexe S Autres	Complexe S Côte	Complexe Côte
1918	0,211	17	17	0,077	10	10	27
1919	0,024	12	12	0,073	11	11	23
1920	0,036	15	15	0,046	8,0	8,1	23
1921	0,001	16	16	0,022	6,2	6,2	22
1922	0,000	13	13	0,049	8,5	8,6	22
1923	0,003	12	12	0,023	5,2	5,2	17
1924	0,009	11	11	0,023	4,9	5,0	16
1925	0,014	9,8	9,8	0,017	3,9	3,9	14
1926	0,031	12	12	0,032	5,9	6,0	18
1927	0,048	11	11	0,047	7,1	7,2	18
1928	0,035	12	12	0,041	7,0	7,0	19
1929	0,052	11	11	0,039	6,2	6,3	17
1930	0,027	9,1	9,1	0,026	4,6	4,7	14
1931	0,004	9,5	9,5	0,021	4,5	4,5	14
1932	0,003	9,2	9,2	0,013	3,3	3,3	13
1933	0,000	9,3	9,3	0,007	2,9	2,9	12
1934	0,003	9,9	9,9	0,023	3,0	3,1	13
1935	0,033	11	11	0,146	3,7	3,8	14
1936	0,050	11	11	0,198	5,0	5,2	16
1937	0,011	11	11	0,157	3,0	3,2	14
1938	0,009	11	11	0,299	11	11	22
1939	0,017	12	12	0,292	3,2	3,5	16

Année	Complexe N Chalut	Complexe N Autres	Complexe N Côte	Complexe S Chalut	Complexe S Autres	Complexe S Côte	Complexe Côte
1940	0,027	12	13	0,588	3,1	3,7	16
1941	0,112	12	12	0,366	3,9	4,3	17
1942	0,193	11	11	4,8	5,1	10	21
1943	0,604	13	14	16	10	27	41
1944	0,494	14	14	7,4	13	20	34
1945	2,3	15	17	78	12	89	107
1946	1,7	20	22	37	13	50	72
1947	0,545	13	14	18	5,1	23	37
1948	0,914	14	15	30	6,5	36	51
1949	1,4	14	15	37	7,6	44	59
1950	2,6	13	16	65	19	84	100
1951	1,7	21	23	61	32	93	116
1952	1,8	19	20	53	34	87	107
1953	0,741	18	19	23	25	48	67
1954	1,1	20	21	34	36	70	91
1955	1,9	16	18	34	32	66	83
1956	0,477	15	15	23	38	61	76
1957	2,0	16	18	30	42	71	89
1958	0,946	13	14	31	44	76	90
1959	2,1	12	14	54	44	98	112
1960	2,8	14	17	51	78	129	146
1961	3,2	12	16	61	65	126	142
1962	4,7	11	16	82	74	156	172
1963	2,0	16	18	50	44	94	112
1964	2,6	8,6	11	38	38	76	88
1965	947	11	959	62	41	103	1 062
1966	1 486	9,5	1 496	235	57	292	1 788
1967	717	9,6	727	166	53	219	945
1968	1 032	7,4	1 040	158	52	211	1 250
1969	398	9,0	407	115	54	168	576
1970	187	8,3	195	109	47	157	352
1971	306	8,6	315	96	50	146	461
1972	430	9,7	440	96	184	280	720
1973	337	7,7	344	114	33	147	491
1974	237	5,7	243	87	57	145	387
1975	178	9,7	188	59	109	169	356
1976	216	9,0	225	53	22	75	300
1977	769	7,3	776	50	27	77	853
1978	837	14	851	61	23	84	935
1979	348	42	390	66	48	114	504
1980	374	45	418	71	67	139	557
1981	367	47	414	67	64	131	544
1982	246	92	338	41	98	139	477
1983	279	83	362	66	121	186	549
1984	419	122	542	87	114	202	744
1985	783	92	875	109	131	239	1 114
1986	1 060	114	1 175	238	166	404	1 578
1987	698	108	807	245	188	434	1 240
1988	757	165	922	279	189	468	1 390
1989	523	169	692	278	188	466	1 158
1990	660	328	989	281	212	493	1 481
1991	354	369	724	291	195	486	1 209
1992	629	421	1 050	328	127	454	1 505

Année	Complexe N Chalut	Complexe N Autres	Complexe N Côte	Complexe S Chalut	Complexe S Autres	Complexe S Côte	Complexe Côte
1993	818	523	1 341	293	162	455	1 796
1994	598	492	1 090	239	182	421	1 511
1995	359	834	1 194	222	220	443	1 637
1996	596	447	1 043	392	94	485	1 529
1997	187	388	574	179	87	266	841
1998	360	471	831	164	138	301	1 132
1999	354	450	805	123	151	274	1 079
2000	274	756	1 030	163	155	317	1 347
2001	336	581	917	162	130	292	1 209
2002	339	483	822	205	132	337	1 160
2003	308	356	663	201	61	262	925
2004	241	332	573	206	74	280	853
2005	320	269	589	161	93	254	844
2006	420	148	568	164	94	258	826
2007	498	128	625	151	97	248	873
2008	721	167	888	127	90	217	1 105
2009	708	233	941	241	79	320	1 261
2010	509	215	724	255	86	341	1 065
2011	478	240	717	256	99	355	1 072
2012	352	229	581	260	115	376	957
2013	543	202	746	353	121	474	1 219
2014	437	174	610	202	109	311	921
2015	350	199	550	212	137	350	899
2016	291	193	484	135	110	245	728
2017	456	212	668	119	101	221	889
2018	342	237	579	136	110	245	824
2019	252	209	460	299	95	395	855
2020	252	209	460	299	95	395	855

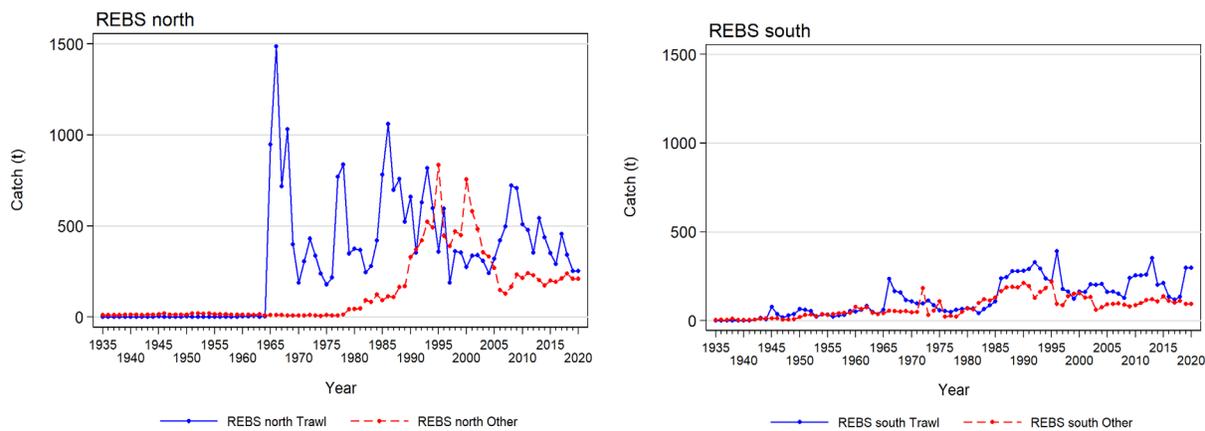


Figure A.8. Graphiques des prises modélisées par engin de pêche pour le complexe du nord (à gauche) et le complexe du sud (à droite) de 1935 à 2020. Les valeurs des données sont fournies dans le tableau A.4.

A.2.3. Changements apportés à l'algorithme de reconstitution depuis 2011

A.2.3.1. Sébaste à longue mâchoire (2012)

Dans les deux évaluations antérieures du stock de sébastes à longue mâchoire dans les zones 3CD et 5DE (Edwards *et al.* 2014a, b), les auteurs ont documenté deux écarts par rapport à l'algorithme de reconstitution des prises introduit par Haigh et Yamanaka (2011). Le premier est que les données de la pêche au chalut et au casier provenant de la base de données des bordereaux de vente PacHarv3 ne sont plus utilisées, parce que les prises étaient parfois consignées par grandes zones statistiques qui ne pouvaient pas être clairement mises en correspondance avec les zones de la CPMP. En théorie, les mêmes données devraient avoir été consignées dans les bases de données PacHarv3 et GFCatch (Rutherford 1999), mais des incohérences relatives aux zones entraînent une exagération des prises lorsque certaines grandes zones statistiques couvrent plusieurs zones de la CPMP. De ce fait, on a utilisé seulement la base de données GFCatch pour les prises consignées provenant des pêches au chalut et au casier menées de 1954 à 1995, plutôt que d'essayer de faire correspondre les bases de données GFCatch et PacHarv3. La distinction est devenue quelque peu futile, car les évaluations réalisées depuis 2015 dans le cadre du programme sur les sébastes dans la zone hauturière reposent sur le tableau des prises combinées (section A.2.1). On utilise encore les données sur les pêches à la ligne de la base de données PacHarv3, car elles ne figurent pas dans d'autres bases de données.

Le deuxième écart est l'inclusion d'une autre source de données sur les prises de sébastes de la Colombie-Britannique prélevées par la flotte japonaise, qui figure dans le document de Ketchen (1980a).

A.2.3.2. Sébaste à queue jaune (2014)

Dans le cadre de l'évaluation du sébaste à queue jaune (Starr *et al.* 2014⁶), on a sélectionné des zones extracôtières qui reflétaient l'incidence des activités de flottilles étrangères sur cette espèce pour calculer les rapports gamma (RRF/ORF) et Δ (RRF/TAR). Cette option n'a pas été utilisée pour la reconstitution des prises de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires.

A.2.3.3. Sébastolobe à courtes épines (2015)

L'évaluation du sébastolobe à courtes épines (Starr et Haigh 2017) a été la première évaluation dans le cadre de laquelle on a utilisé le tableau des prises combinées (GF_MERGED_CATCH dans la base de données GFFOS). Dans les évaluations antérieures, il fallait faire correspondre les prises de six bases de données séparées, soit : GFBioSQL (données des relevés de recherche, de la pêche semi-hauturière à la merluche menée conjointement et des flottilles étrangères semi-hauturières); GFCatch (pêches au chalut et au casier); GFFOS (toutes les pêches); PacHarvest (pêches au chalut); PacHarvHL (pêches aux lignes); PacHarvSable (pêches au casier et à la palangre). Voir la section A.2.1 pour davantage de renseignements.

⁶ Starr, P.J., Kronlund, A.R., Olsen, N. and Rutherford, K. 2014. Yellowtail Rockfish (*Sebastes flavidus*) stock assessment for the coast of British Columbia, Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. Document du travail non-publié.

A.2.3.4. Sébaste aux yeux jaunes - Extérieur (2015)

Le concept de rapports gamma et delta stratifiés en fonction de la profondeur a été introduit dans l'évaluation du sébaste aux yeux jaunes (Yamanaka et al. 2018). Toutefois, cette fonctionnalité n'avait pas été utilisée depuis pour le sébaste côtier.

Dans l'évaluation du sébaste aux yeux jaunes, on a également éliminé les prises de sébastes provenant des monts sous-marins (mise en œuvre dans toutes les reconstitutions suivantes, y compris celle de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires) et ajouté l'option d'exclure les prises de sébastes des flottilles étrangères et de la pêche expérimentale du sébaste à longue mâchoire à Langara Spit (aucune de ces options n'a été exclue pour la reconstitution du de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires). La dernière option est probablement appropriée pour les espèces de sébastes côtiers, qui n'ont pas fait l'objet des activités de flottilles étrangères hauturières par le passé ni d'expériences menées dans les eaux extracôtières.

A.2.3.5. Sébaste à raie rouge (2018)

Dans l'évaluation du sébaste à raie rouge (Starr et Haigh, 2021a), on a introduit l'utilisation des rapports annuels résumés gamma et delta tirés des années de référence (section A.2.2) en calculant la moyenne géométrique pour l'ensemble des années plutôt qu'en utilisant la moyenne arithmétique. De cette façon, on a réduit l'influence des rapports uniques annuels qui étaient anormalement élevés. Pour la reconstitution des prises de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires, on a utilisé la moyenne géométrique.

Une autre nouveauté de l'évaluation de 2018 est qu'on a été en mesure d'estimer les valeurs de RRF (au moyen des rapports gamma) pour les débarquements après 2006, dans le cas où il fallait remplacer les débarquements observés par des estimations. Pour le Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires, on a utilisé les débarquements observés par pêche à partir de 1996 pour la pêche au chalut et de 2006 pour les autres pêches. Avant ces années, on a estimé les débarquements au moyen des rapports gamma.

Une autre caractéristique introduite lors de l'évaluation de 2018 est la capacité de préciser les années relatives aux régimes concernant les rejets selon la pêche, et ce, lorsque des rapports de rejets devaient être appliqués. Dans les évaluations antérieures, on a dû fixer ces années à la période de 1954 à 1995 pour la pêche au chalut et à la période de 1986 à 2005 pour les autres pêches. Pour le complexe, on a fixé les régimes concernant les rejets comme suit : T = 1954 à 1995; H = 1918 à 2005; S/DL = 1950 à 2005; et ZN = 1986 à 2005. Comme dans les évaluations antérieures, on a présumé que les rejets étaient nuls lors des années précédant la période de rejet et que les rejets ont été consignés dans les bases de données lors des années suivant cette période.

A.2.3.6. Veuve (2019)

Dans l'évaluation de la veuve (Starr et Haigh, 2021b), on a constaté qu'un nombre important d'individus ayant été consignés comme des prises de flottilles étrangères dans la base de données GFBioSQL provenaient de pêches menées avec des engins pélagiques au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. On a donc changé l'algorithme de reconstitution pour que les prises étrangères de la base de données GFBio soient assignées à quatre des cinq pêches étudiées en fonction de l'engin de pêche utilisé :

- chalut de fond ou au chalut pélagique : pêche T;
- palangre : pêche H;

-
- casier ou combinaison d'un casier et d'une palangre : pêche S;
 - engins de pêches aux lignes : pêche ZN.

On a seulement assigné ces prises si l'utilisateur avait choisi de se servir des prises étrangères pour la reconstitution (voir la section A.2.3.3). Ces prises étrangères ont été pêchées longtemps après la période d'activité des flottilles étrangères, soit entre 1967 et la mise en place d'une zone économique exclusive en 1977. Les prises étrangères de bocaccios figurent principalement dans la base de données GFBio entre 1987 et 1991 (17,9 t).

A.2.3.7. Bocaccio (2019)

Pour évaluer le bocaccio (Starr et Haigh, 2022), on a utilisé les conseils du groupe de travail technique, qui a cerné des années de référence précises pour le calcul des rapports gamma : 1990 à 2000 pour la pêche au chalut (afin de représenter les années précédant la baisse des limites en matière de mortalité concernant l'espèce pour cette pêche); 2007 à 2011 pour les autres pêches (afin de représenter les années suivant la mise en œuvre d'une forme de programme d'observateurs, comme la surveillance électronique, pour les pêches à la ligne). L'algorithme de reconstitution des prises a été codé précédemment afin de permettre l'application d'un seul ensemble d'années de référence à toutes les pêches. On a donc changé l'algorithme pour qu'un utilisateur puisse maintenant établir des années de référence distinctes pour chaque pêche.

Lorsque le tableau des prises combinées (GF_MERGED_CATCH [ci-après nommé « GFM »] dans la base de données GFFOS) a été introduit (section A.2.3.3), on a retiré les prises de toutes les bases de données autres que PacHarv3 (ci-après nommée « PH3 ») pour éviter de compter certaines prises deux fois. Dans la présente évaluation, on a réévalué les deux sources de données sur les prises restantes en comparant les données ORF, et on a modifié la façon dont l'algorithme de reconstitution des prises combinait les sources de données pour les catégories RRF débarquées, RRF rejetées, ORF débarquées, POP débarquées et TRF débarquées, selon ce qui suit :

- les prises tirées de GFM sont les seules données requises pour la pêche n° 1 (pêche au chalut), comme on l'avait présumé avant;
- les prises tirées de GFM et de PH3 semblent se compléter pour les pêches nos 2 (pêche du flétan), 3 (pêche de la morue charbonnière) et 4 (pêche de l'aiguillat commun et de la morue-lingue), et les prises ont été ajoutées aux années antérieures à 2005 (la surveillance électronique a commencé en 2006, donc toutes les prises de ces pêches ont été consignées dans la base de données GFFOS après cette année);
- les prises tirées de GFM et de PH3 semblent être redondantes pour la pêche n° 5 (pêches aux lignes du sébaste), on a donc utilisé les prises maximales pour chaque année donnée.

Une autre nouveauté dans l'évaluation du bocaccio est l'introduction des débarquements historiques provenant des pêches au chalut de la morue charbonnière (SBF) et de la morue-lingue (LIN) de 1950 à 1975 (Ketchen 1976), qui ont été utilisés pour calculer les rejets historiques pour les pêches n°s 3 et 4 pendant cette période. On n'a pas pu utiliser ces débarquements de façon directe parce qu'ils provenaient de la flottille de pêche au chalut. Par conséquent, on a calculé une estimation du rapport entre les débarquements de SBF et de LIN provenant des pêches n°s 3 et 4, respectivement, et les débarquements de SBF et de LIN provenant de la pêche n° 1 (chalut) à partir des données de GFM. On a choisi les rapports annuels SBF_3/SBF_1 et LIN_4/LIN_1 de 1996 à 2011 pour calculer une moyenne géométrique; les rapports à partir de 2012 ont commencé à diverger de ceux de la période choisie. Grâce à cette procédure, on a obtenu les rapports moyens $SBF_3/SBF_1 = 10,235$ et $LIN_4/LIN_1 = 0,351$, qui ont

servi à mettre à l'échelle les débarquements de SBF et de LIN, respectivement, tirés de la pêche au chalut pour la période de 1950 à 1975. On a calculé les rejets de bocaccios à partir de ces débarquements estimés, au moyen des rapports de Δ (voir la section A.2.2.1).

Un autre écart consiste en la réaffectation des prises consignées dans PH3 aux diverses pêches pour lesquelles les prises ont été reconstituées, d'après les données de 1952 à 1995. La répartition de l'effort de pêche (activités) et des prises par espèce pour chaque engin de pêche (Tableau A.5) a mené à la révision du code dans le Tableau A.6.

Tableau A.5. Nombre d'activités lors desquelles on a pêché chaque espèce et prises (en tonnes) de chaque espèce par engin de pêche et par code d'espèce, qui ont été consignés dans la base de données PacHarv3 (PH3) de 1952 à 1995. Dans le tableau, les abréviations suivantes sont utilisées :

SCO = scorpenidés; POP = sébaste à longue mâchoire; YTR = sébaste à queue jaune; YMR = sébaste à bouche jaune; YYR = sébaste aux yeux jaunes; SST = sébastolobe à courtes épines; PAH = flétan du Pacifique; SBF = morue charbonnière; DOG = aigüilat commun; LIN = morue-lingue.

ACTIVITÉS													
Code	PH3	Engin	Description	SCO	POP	YTR	YMR	YYR	SST	PAH	SBF	DOG	LIN
10	FILET	MAILLANT,	SAUMON	55	-	-	-	17	-	-	-	-	164
11	FILET,	TRAIT		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
20	SENNE,	COULISSANTE,	SAUMON	4	-	-	-	2	-	-	-	-	14
30	TRAIÑE,	SAUMON		4281	49	69	1	2587	11	613	40	77	5201
31	TRAIÑE,	CONGÉLATION,	SAUMON	614	1	14	2	294	2	91	8	31	1752
36	TURLUTTE,	À LA MAIN,	ESPÈCES AUTRES QUE LE SAUMON	1126	25	241	13	914	4	1	1	152	845
40	PALANGRE			2893	109	355	100	2738	327	4484	603	1248	2377
50	CHALUT,	À PANNEAUX,	DE FOND	3910	2419	2335	1521	557	1435	-	2469	748	3098
51	CHALUT,	PÉLAGIQUE		770	155	770	175	21	26	-	51	210	173
57	CHALUT,	CREVETTE		173	10	2	-	21	-	-	2	12	82
70	SENNE,	PLAGE		4	-	-	-	-	-	-	-	-	2
90	CASIER			74	-	1	1	14	18	-	753	3	34
PRISES													
Code	PH3	Engin	Description	SCO	POP	YTR	YMR	YYR	SST	PAH	SBF	DOG	LIN
10	FILET	MAILLANT,	SAUMON	3,6	-	-	-	1,0	-	-	-	-	16
11	FILET,	TRAIT		-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	-
20	SENNE,	COULISSANTE,	SAUMON	0,2	-	-	-	0,7	-	-	-	-	4,3
30	TRAIÑE,	SAUMON		3060	1,3	5,6	0,0	925	2,0	538	20	70	5757
31	TRAIÑE,	CONGÉLATION,	SAUMON	73	0,0	2,2	0,4	31	4,0	52	0,1	99	695
36	TURLUTTE,	À LA MAIN,	ESPÈCES AUTRES QUE LE SAUMON	2133	5,2	40	4,6	745	0,1	0,3	1,1	175	1883
40	PALANGRE			6921	11	29	35	7922	91	48384	10785	21799	6119
50	CHALUT,	À PANNEAUX,	DE FOND	117534	79327	28758	17609	1818	3468	-	6090	12637	45811
51	CHALUT,	PÉLAGIQUE		17737	469	14867	735	3,3	7,7	-	7,9	1400	103
57	CHALUT,	CREVETTE		23	0,6	2,1	-	0,3	-	-	0,0	18	34
70	SENNE,	PLAGE		0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6
90	CASIER			76	-	0,0	0,6	3,6	6,4	-	50886	34	4,4

Tableau A.6. Extrait de code obtenu en effectuant la requête « ph3_fcatORF.sql » dans les systèmes Oracle et SQL. Cette requête définit les numéros de pêche (FID) associés à la reconstruction des prises (1 = chalut, 2 = flétan; 3 = morue charbonnière, 4 = aiguillat commun/morue-lingue, 5 = pêches aux lignes du sébaste) selon les types d'engins utilisés et les espèces dominantes capturées (par poids) pour chaque activité figurant dans le tableau CATCH_SUMMARY de la base de données PH3.

```

Définitions des numéros de pêche obtenus en effectuant la requête
« ph3_fcatORF.sql » dans le système SQL.
(CASE -- in order of priority
-- originally TRAWL (otter bottom, midwater, shrimp, herring)
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (50,51,57,59) THEN 1
-- Partition LONGLINE
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (40) AND TAR.Target IN ('614') THEN 2
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (40) AND TAR.Target IN ('455') THEN 3
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (40) AND TAR.Target IN ('044','467') THEN 4
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (40) AND TAR.Target NOT IN ('614','455','044','467')) THEN 5
-- Partition TROLL (salmon, freezer salmon)
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (30,31) AND TAR.Target IN ('614') THEN 2
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (30,31) AND TAR.Target IN ('455') THEN 3
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (30,31) AND TAR.Target IN ('044','467') THEN 4
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (30,31) AND TAR.Target NOT IN ('614','455','044','467')) THEN 5
-- Partition JIG (hand non-salmon)
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (36) AND TAR.Target IN ('614') THEN 2
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (36) AND TAR.Target IN ('455') THEN 3
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (36) AND TAR.Target IN ('044','467') THEN 4
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (36) AND TAR.Target NOT IN ('614','455','044','467')) THEN 5
-- originally TRAP (experimental, salmon, longline, shrimp & prawn, crab)
WHEN TAR.GR_GEAR_CDE IN (86,90,91,92,97,98) THEN 3
-- Unassigned Trawl, Halibut, Sablefish, Dogfish-Lingcod, H&L Rockfish
WHEN TAR.Target IN ('394','396','405','418','440','451') THEN 1
WHEN TAR.Target IN ('614') THEN 2
WHEN TAR.Target IN ('455') THEN 3
WHEN TAR.Target IN ('044','467') THEN 4
WHEN TAR.Target IN ('388','401','407','424','431','433','442') THEN 5
ELSE 0 END) AS 'fid",

```

A.2.3.8. Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires (2020)

Durant la reconstitution des prises du complexe, un examen attentif des valeurs gammas annuelles a révélé d'importantes fluctuations de 1991 à 2019 (figure A.9). Les années de référence choisies à partir de ces chiffres pour calculer une moyenne géométrique de gamma par pêche étaient les suivantes : 1997:2005 pour les pêches « chalut » (figure A.10) et 2007:2009 pour les pêches « autre » (figure A.11). Ces intervalles ont été retenus pour refléter les périodes de données crédibles : i) des registres d'observateurs rapprochés avec les débarquements vérifiés par le programme de vérification à quai dans PacHarvest pour la pêche au chalut, et ii) la plus faible volatilité dans GFFOS pour les pêches autres qu'au chalut.

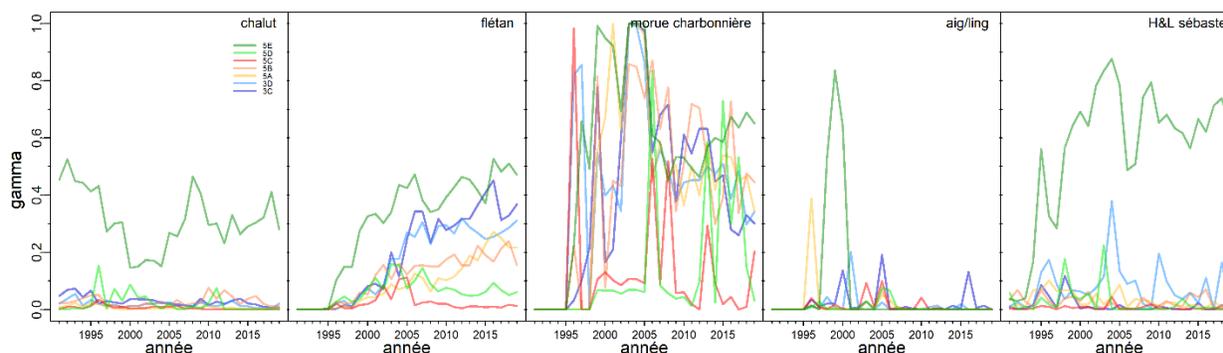


Figure A.9. Rapports gamma annuels (complexe/sébaste à longue mâchoire) pour les cinq pêches commerciales du poisson de fond.

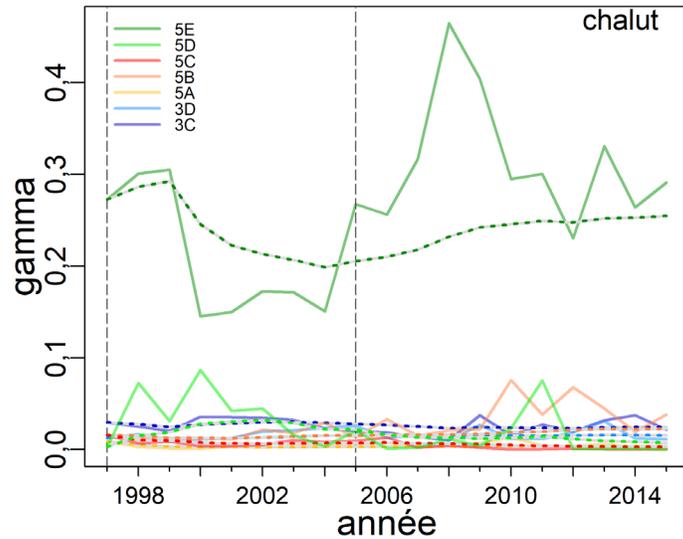


Figure A.10. Rapports gamma annuels (complexe/sébaste à longue mâchoire) pour la pêche commerciale au chalut du poisson de fond. Les lignes pointillées représentent la moyenne géométrique mobile. Les lignes verticales tirées indiquent l'intervalle utilisé pour gamma.

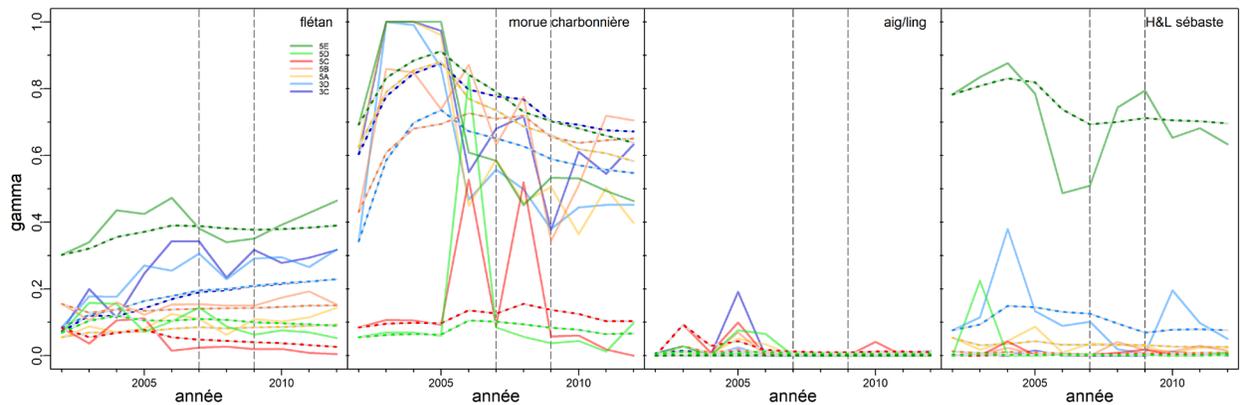


Figure A.11. Rapports gamma annuels (complexe/sébaste à longue mâchoire) pour les quatre pêches commerciales du poisson de fond autres qu'au chalut. Les lignes pointillées représentent la moyenne géométrique mobile. Les lignes verticales tirées indiquent l'intervalle utilisé pour gamma.

A.2.4. Mises en garde

Les données sur les prises disponibles avant 1996 (première année du programme d'observateurs à bord) sont difficiles à utiliser dans un modèle d'évaluation du stock sans une certaine forme d'interprétation, du point de vue tant des déclarations erronées (c.-à-d. la déclaration de prises comme appartenant à une autre espèce) que de l'identification erronée des espèces, ainsi que de l'existence possible de rejets en mer en raison du dépassement de la limite de conservation des prises. On a signalé que des pêcheurs avaient mal consigné l'emplacement de leurs prises, mais ce problème n'est pas important pour l'évaluation d'un stock à l'échelle de la côte. En outre, d'autres pays, principalement les États-Unis, l'Union soviétique et le Japon, ont mené d'importantes activités de pêche du sébaste dans les eaux de la Colombie-Britannique de 1965 à 1976. Ces pays avaient tendance à déclarer leurs prises sous la forme de groupe d'espèces, en combinant habituellement les sébastes en une seule

catégorie. Ces pêches ont cessé après la déclaration de la zone économique exclusive de 200 milles marins du Canada en 1977.

L'exactitude et la précision des séries de prises reconstituées reflètent de façon intrinsèque les problèmes associés à l'élaboration d'une série concernant une pêche commerciale, notamment :

- déchargement des prises à la suite d'une sortie de pêche, sans indiquer dans quelle zone les prises ont été pêchées;
- rejets non déclarés;
- déclaration de prises comme appartenant à une autre espèce pour éviter de dépasser les quotas établis;
- acquisition d'une expertise en matière de systèmes de surveillance;
- modification des règlements;
- modification des technologies de stockage de données.

Bon nombre de ces problèmes ont été résolus grâce à la mise en place de programmes d'observateurs (présence d'observateurs à bord à partir de 1996 pour la flottille de chalutiers hauturiers et surveillance électronique à partir de 2006 pour les flottilles de pêches aux lignes), du programme de vérification à quai (réalisé par des observateurs) et de quotas individuels de bateau échangeables (à partir de 1997) qui confèrent la propriété de la ressource au secteur des pêches.

La procédure ne permet pas de reconstituer les prises par type d'engin (p. ex. chalut de fond par rapport au chalut pélagique, casier par rapport à la palangre). Il est possible d'ajouter cette dimension, mais cela signifierait qu'il faudrait séparer les prises dans le temps en utilisant des rapports observés dans la pêche moderne qui ne représenteraient probablement pas avec précision l'activité historique par type d'engin (voir la section A.2.2 pour des mises en garde semblables concernant l'utilisation de rapports de prises modernes pour reconstituer les prises d'une espèce à partir des prises totales de sébastes). Dans la présente évaluation, on a combiné les prises de bocaccios prélevées au moyen d'un chalut de fond ou d'un chalut pélagique parce que les données biologiques (annexe D) par type d'engin étaient insuffisantes pour soutenir deux flottilles dans le modèle de population et qu'il n'était pas possible de déterminer s'il y avait une différence démontrable concernant la sélectivité. Le Tableau A.7 et la Figure A.10 montrent les prises déclarées à l'échelle de la côte (prises débarquées et non conservées) par type d'engin. L'effet des réductions de prises volontaires à partir de 2004 et des limites en matière de mortalité obligatoires est à noter.

Tableau A.7. Prises déclarées (en tonnes) du complexe par type d'engin, secteur et pêche sur l'ensemble de la côte britanno-colombienne depuis que les activités de la flotte de chalutiers sont surveillées par des observateurs à bord. BT = chalut de fond, MW = chalut pélagique, HL = lignes, GFT = chalut du poisson de fond, ZN = permis de pêche à la ligne, RO = pêche à la ligne du sébaste extérieur, H = pêche à la palangre du flétan, S = pêche au casier de la morue charbonnière, HS = flétan + morue charbonnière, DL = aiguillat et morue-lingue.

Année	Engin				Secteur					Pêche					
	BT	MW	HL	Casier	GFT	ZN	RO	H	HS	S	T	H	S	DL	HL
1996	982	0,165	170	2,3	982	165	---	3,5	---	2,7	982	3,5	2,7	1,5	165
1997	348	0,162	123	5,1	348	117	---	5,4	---	5,1	348	5,4	5,1	---	117
1998	518	0,148	243	2,9	518	225	---	15	---	2,9	518	15	2,9	2,5	225
1999	443	0,223	226	4,8	443	192	---	23	---	4,8	443	23	4,8	11	192
2000	419	8,1	588	1,6	425	520	---	67	---	2,4	425	67	2,4	---	520

Année	Engin				Secteur						Pêche				
	BT	MW	HL	Casier	GFT	ZN	RO	H	HS	S	T	H	S	DL	HL
2001	481	1,1	432	2,3	482	328	---	101	---	5,6	482	101	5,6	0,003	328
2002	529	9,2	442	3,5	538	355	---	86	---	4,4	538	86	4,4	0,005	355
2003	498	3,7	376	9,9	502	306	---	67	---	14	502	67	14	0,071	306
2004	441	0,128	442	4,6	442	298	---	143	---	5,1	442	143	5,1	0,062	298
2005	475	0,287	328	14	476	195	---	131	---	16	476	131	16	0,082	195
2006	564	0,287	222	19	564	24	0,111	127	51	40	564	178	40	0,145	24
2007	627	5,4	193	28	633	---	19	85	57	61	633	142	61	0,064	19
2008	801	24	232	22	825	---	72	59	76	46	825	135	46	0,236	72
2009	915	30	287	22	945	---	130	44	84	51	945	128	51	0,061	130
2010	734	27	287	12	760	---	124	39	94	42	760	133	42	0,112	124
2011	636	87	331	7,4	723	---	140	34	111	53	723	145	53	0,071	140
2012	490	103	333	11	593	---	86	56	148	54	593	203	54	0,139	86
2013	696	180	309	14	876	---	91	36	127	69	876	163	69	0,002	91
2014	535	87	272	9,6	622	---	60	39	132	51	622	170	52	0,009	60
2015	513	46	319	17	559	---	97	39	122	78	559	160	79	0,166	97
2016	398	11	289	13	409	---	80	69	113	42	409	178	45	0,068	80
2017	525	48	302	11	573	---	75	73	123	41	573	196	41	0,010	75
2018	384	84	331	14	468	---	90	50	143	61	468	191	64	0,006	90
2019	303	238	293	11	541	---	72	56	117	58	541	173	58	0,003	72

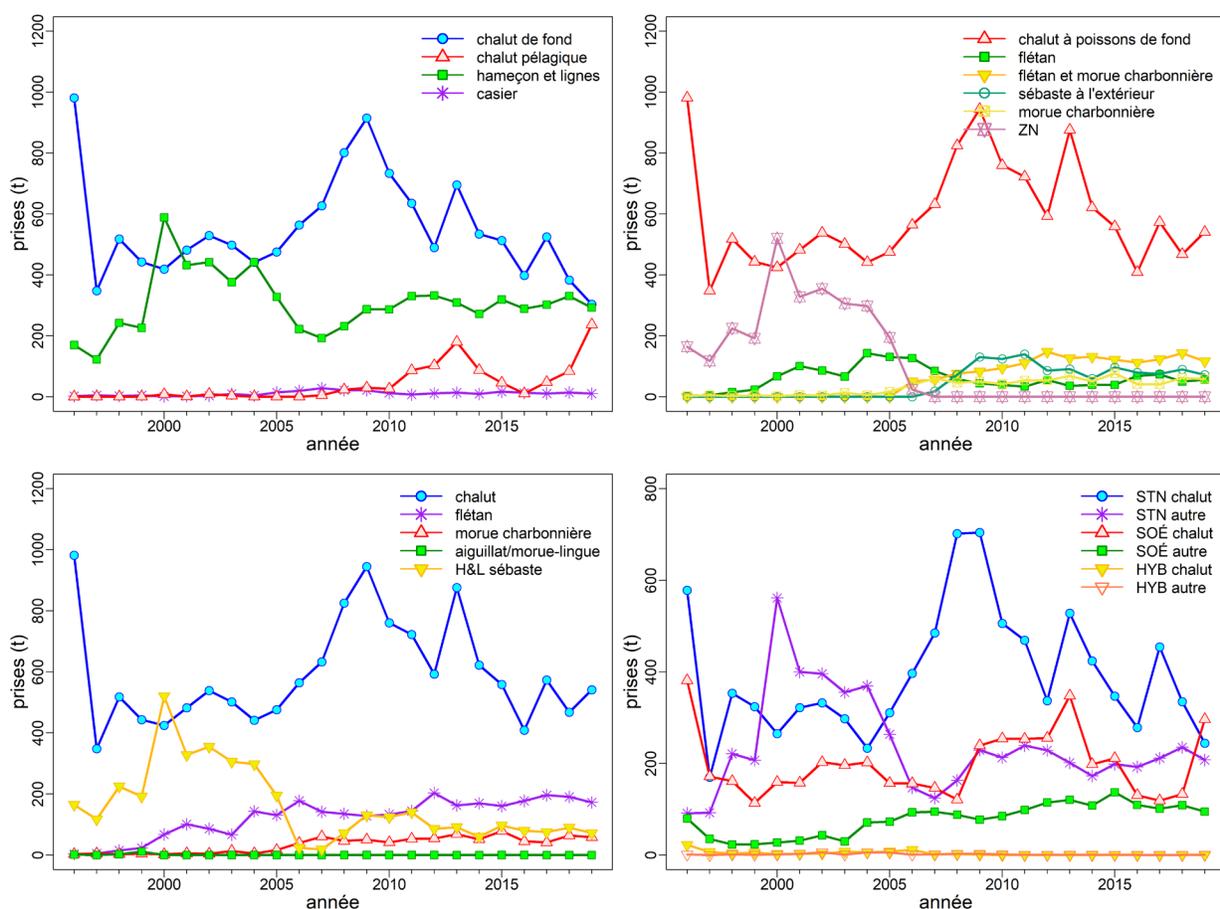


Figure A.12. Prises déclarées (débarquements + rejets) par engin (en haut à gauche), par secteur (en haut à droite), par pêche (en bas à gauche) et par stock (en bas à droite) du complexe depuis la mise en œuvre du programme d'observation à bord des chaluts en 1996.

A.3. AJUSTEMENT DES LIMITES DE PRISES AUX TAC POUR LES ZONES DU GROUPE DE GESTION DU POISSON DE FOND

Les zones que la Direction des sciences du MPO utilise pour les poissons de fond (zones de la CPMP) diffèrent quelque peu de celles utilisées par le Groupe de gestion du poisson de fond du MPO, soit les [secteurs d'exploitation des pêcheries du Pacifique](#). Les raisons expliquant ces écarts varient selon les espèces, mais ces derniers existent parce que la Direction des sciences et le Groupe de gestion du poisson de fond ont des besoins différents. Pour la Direction des sciences, il est nécessaire de faire référence aux prises historiques en utilisant les zones consignées de façon constante dans les bases de données et les registres de prises, et ce pour toutes les années étudiées. Même si elles sont semblables sans être identiques (figure 1), les zones de la CPMP et du Groupe de gestion du poisson de fond respectent les exigences actuelles en matière de gestion.

Étant donné que la présente évaluation porte sur deux stocks (complexe du nord dans les zones 5DE et complexe du sud dans les zones 3CD5AB) et que le Groupe de gestion du poisson de fond produit un seul TAC à l'échelle de la côte, on peut ajouter les limites de prises combinées de chaque stock puisque les prises dans la zone 5C ont été attribuées à chaque stock en fonction des rapports de prises proportionnels annuels indiqués dans le tableau A.4. Par exemple, une limite de prises de 600 t pour le complexe du nord et de 300 t pour le complexe du sud équivaldrait à un TAC à l'échelle de la côte de 900 t pour le complexe. Sinon, si l'examen des tableaux de décision permet de déterminer que le TAC actuel de 1 145 t est durable, on pourrait le répartir selon les proportions indiquées dans le tableau A.8, où les valeurs 0,6627 (5DE), 0,0008 (5C), 0,3365 (3CD5AB) donneraient les TAC suivants : 5DE = 759 t, 5C = 1 t et 3CD5AB = 385 t.

Tableau A.8. Prises du complexe réalisées par les pêches combinées dans les zones de la CPMP d'après les cinq dernières années de statistiques complètes sur les prises. Les proportions annuelles de prises par zone sont indiquées dans les lignes correspondant à une année. Les moyennes géométriques des proportions annuelles (normalisées) sur cinq ans par zone sont indiquées à la dernière ligne.

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	C.-B.
Prises (t)								
2015	72,970	135,646	47,612	93,210	0,919	3,181	545,832	899,370
2016	48,372	68,149	42,020	85,854	0,508	4,590	478,912	728,406
2017	45,347	90,680	38,072	46,569	0,334	4,676	662,826	888,503
2018	59,956	84,594	35,646	64,787	0,691	2,277	576,227	824,178
2019	44,655	220,511	70,940	58,097	0,919	4,467	455,329	854,917
Proportion								
2015	0,0811	0,1508	0,0529	0,1036	0,0010	0,0035	0,6069	1
2016	0,0664	0,0936	0,0577	0,1179	0,0007	0,0063	0,6575	1
2017	0,0510	0,1021	0,0428	0,0524	0,0004	0,0053	0,7460	1
2018	0,0727	0,1026	0,0433	0,0786	0,0008	0,0028	0,6992	1
2019	0,0522	0,2579	0,0830	0,0680	0,0011	0,0052	0,5326	1
Moyenne géométrique	0,0637	0,1307	0,0542	0,0807	0,0008	0,0044	0,6441	0,9785
Valeurs normalisées	0,0650	0,1336	0,0554	0,0825	0,0008	0,0045	0,6582	1

A.4. RÉFÉRENCES – PRISES

- Canada Dominion Bureau of Statistics. 1918-1950. Fisheries Statistics of Canada (British Columbia). Tech. rep., Canada Dominion Bureau of Statistics, Ottawa, ON.
- Edwards, A.M., Haigh, R. and Starr, P.J. 2014a. [Pacific Ocean Perch \(*Sebastes alutus*\) stock assessment for the north and west coasts of Haida Gwaii, British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/092: vi + 126 p.
- Edwards, A.M., Haigh, R. and Starr, P.J. 2014b. [Pacific Ocean Perch \(*Sebastes alutus*\) stock assessment for the west coast of Vancouver Island, British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/093: vi + 135 p.
- Forrester, C.R. 1969. [Results of English Sole tagging in British Columbia waters](#). Bull. Pac. Mar. Fish. Comm. 7: 1-10.
- Forrester, C.R. and Smith, J.E. 1972. [The British Columbia groundfish fishery in 1971, some aspects of its investigation and related fisheries](#). Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. 338: 67 p.
- Gunderson, D.R., Westrheim, S.J., Demory, R.L. and Fraidenburg, M.E. 1977. [The status of Pacific Ocean Perch \(*Sebastes alutus*\) stocks off British Columbia, Washington, and Oregon in 1974](#). Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 690: iv + 63 p.
- Haigh, R. and Yamanaka, K.L. 2011. [Catch history reconstruction for rockfish \(*Sebastes* spp.\) caught in British Columbia coastal waters](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2943: viii + 124 p.
- Ketchen, K.S. 1976. [Catch and effort statistics of the Canadian and United States trawl fisheries in waters adjacent to the British Columbia coast 1950-1975](#). Fisheries and Marine Service, Nanaimo, BC, Data Record 6.
- Ketchen, K.S. 1980a. [Assessment of groundfish stocks off the west coast of Canada \(1979\)](#). Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 185: xvii + 213 p.
- Ketchen, K.S. 1980b. [Reconstruction of Pacific Ocean Perch \(*Sebastes alutus*\) stock history in Queen Charlotte sound. Part I. Estimation of foreign catches, 1965-1976](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1570: iv + 46 p.
- Leaman, B.M. and Stanley, R.D. 1993. [Experimental management programs for two rockfish stocks off British Columbia, Canada](#). In S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard, eds., Risk evaluation and biological reference points for fisheries management, p. 403-418. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 120.
- Munk, K.M. 2001. [Maximum ages of groundfishes in waters off Alaska and British Columbia and considerations of age determination](#). Alaska Fish. Res. Bull. 8: 12-21.
- Pêches et Océans Canada. 2012. [Plan de gestion du complexe des sébastes à œil épineux et à taches noires \(*Sebastes aleutianus* et *S. melanostictus*\) ainsi que du sébastolobe à longues épines \(*Sebastolobus altivelis*\) au Canada](#). Série des plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vi+ 50 p.
- Rutherford, K.L. 1999. [A brief history of GFCatch \(1954-1995\), the groundfish catch and effort database at the Pacific Biological Station](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2299: v + 66 p.
- Starr, P.J. and Haigh, R. 2017. [Stock assessment of the coastwide population of Shortspine Thornyhead \(*Sebastolobus alascanus*\) in 2015 off the British Columbia coast](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/015: ix + 174 p

-
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2021a. [Évaluation du stock de sébaste à raie rouge \(*Sebastes proriger*\) en Colombie-Britannique en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/014. viii + 356 p
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2021b. [Évaluation du stock de veuve \(*Sebastes entomelas*\) de la Colombie-Britannique en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/039. viii + 258 p.
- Starr, P. J. et Haigh, R. 2022. Évaluation du stock de bocaccios (*Sebastes paucispinis*) de la Colombie-Britannique en 2019 et lignes directrices relatives à l'élaboration de plans de rétablissement. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/001. vii + 324 p.
- Wallace, S., Turriss, B., Driscoll, J., Bodtker, K., Mose, B. and Munro, G. 2015. [Canada's Pacific groundfish trawl habitat agreement: A global first in an ecosystem approach to bottom trawl impacts](#). Mar. Pol. 60: 240-248.
- Westrheim, S.J., Gunderson, D.R. and Meehan, J.M. 1972. On the status of Pacific Ocean Perch (*Sebastes alutus*) stocks off British Columbia, Washington, and Oregon in 1970. Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. 326: 48 p.
- Yamanaka, K.L., McAllister, M.M., Etienne, M.P., Edwards, A.M. and Haigh, R. 2018. [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.

ANNEXE B. RELEVÉS AU CHALUT

B.1. INTRODUCTION

La présente annexe résume la méthode de calcul des indices d'abondance relatifs de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires⁷ à partir des relevés au chalut de fond suivants :

- le relevé triennal du National Marine Fisheries Service (NMFS) mené au large de la moitié inférieure de l'île de Vancouver (Section B.3);
- le relevé synoptique mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (BRC) (Section B.4);
- le relevé synoptique mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) (Section B.5);
- le relevé synoptique mené au large de la côte ouest de Haida Gwaii (COHG) (Section B.6);

Seuls les relevés qui ont été utilisés dans la présente évaluation du stock de bocaccios sont présentés. On a omis le relevé plurispécifique mené dans le détroit d'Hécate et les relevés ciblant la crevette menés au large de la côte ouest de l'île de Vancouver et dans le bassin de la Reine-Charlotte parce que la présence de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires dans ces relevés était sporadique ou que la couverture, par superficie ou profondeur, était incomplète. Ces relevés étaient donc peu appropriés pour fournir une série fiable sur l'abondance de l'espèce. Dans des évaluations de stocks de sébastes, commençant par celle du sébaste à queue jaune (Starr *et al.* 2014), on a explicitement omis d'utiliser les deux relevés ciblant la crevette en raison de la couverture des profondeurs tronquée (s'arrêtant à 160 m pour le relevé ciblant la crevette au large de la côte ouest de l'île de Vancouver), et de la couverture spatiale restreinte du relevé ciblant la crevette dans le bassin de la Reine-Charlotte et de sa couverture des profondeurs tronquée (s'arrêtant à 231 m). Pour des raisons semblables, on a également omis les premiers relevés dans le goulet de l'île Goose utilisés dans d'autres évaluations des stocks de sébaste (quantile 0,99 de profondeur de départ = 294 m; voir un exemple dans Starr et Haigh, 2022), le relevé synoptique dans le détroit d'Hécate (quantile 0,99 de profondeur de départ = 287 m), et les quatre premières années d'indice du relevé triennal du NMFS (quantile 0,99 de profondeur de départ = 329 m).

B.2. MÉTHODES D'ANALYSE

Les données sur les prises et l'effort de pêche pour la strate i lors de l'année \mathcal{Y} ont produit les valeurs U_{yi} des captures par unité d'effort (CPUE). Pour un ensemble de données $\{C_{yij}, E_{yij}\}$ relatif aux traits $j = 1, \dots, n_{yi}$,

$$\text{Éq. B.1} \quad U_{yi} = \frac{1}{n_{yi}} \sum_{j=1}^{n_{yi}} \frac{C_{yij}}{E_{yij}} .$$

où C_{yij} = prises (kg) dans le trait j , pour la strate i et l'année \mathcal{Y} ;
 E_{yij} = effort (h) dans le trait j , pour la strate i et l'année \mathcal{Y} ;
 n_{yi} = nombre de traits dans la strate i pour l'année \mathcal{Y} .

⁷ Le sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires sont parfois étiquetés « sébaste à œil épineux » en chiffres parce que les données de l'enquête indiquent que les deux espèces sont des sébaste à œil épineux.

Les valeurs de CPUE U_{yi} sont converties en densités de CPUE δ_{yi} (kg/km²) selon :

$$\text{Éq. B.2} \quad \delta_{yi} = \frac{1}{vw} U_{yi} .$$

où v = vitesse moyenne du navire (km/h);
 w = largeur moyenne du filet (km).

Si l'on dispose des données sur le navire pour chaque trait, la densité de CPUE peut être exprimée au moyen de

$$\text{Éq. B.3} \quad \delta_{yi} = \frac{1}{n_{yi}} \sum_{j=1}^{n_{yi}} \frac{C_{yij}}{D_{yij} w_{yij}} .$$

où, C_{yij} = poids des prises (kg) pour le trait j dans la strate i pour l'année y ;
 D_{yij} = distance parcourue (km) pour le trait j dans la strate i pour l'année y ;
 w_{yij} = ouverture du filet (km) pour le trait j dans la strate i pour l'année y ;
 n_{yi} = nombre de traits dans la strate i pour l'année y .

Ainsi, l'estimation de la biomasse annuelle correspond à la somme du produit des densités de CPUE et des superficies au fond de m strates :

$$\text{Éq. B.4} \quad B_y = \sum_{i=1}^m \delta_{yi} A_i = \sum_{i=1}^m B_{yi} .$$

où δ_{yi} = densité de CPUE moyenne (kg/km²) pour la strate i et l'année y ;
 A_i = superficie (km²) de la strate i ;
 B_{yi} = biomasse (kg) pour la strate i et l'année y ;
 m = nombre de strates.

La variance de l'estimation de la biomasse du relevé V_y (kg²) est calculée selon :

$$\text{Éq. B.5} \quad V_y = \sum_{i=1}^m \frac{\sigma_{yi}^2 A_i^2}{n_{yi}} = \sum_{i=1}^m V_{yi} .$$

où, σ_{yi}^2 = variance de la densité de CPUE (kg²/km⁴) pour la strate i et l'année y ;
 V_{yi} = variance de l'estimation de la biomasse (kg²) pour la strate i et l'année y .

Le coefficient de variation (CV) de l'estimation de la biomasse annuelle pour l'année y est calculé selon :

$$\text{Éq. B.6} \quad CV_y = \frac{\sqrt{V_y}}{B_y} .$$

B.3. RELEVÉ TRIENNAL DU NMFS

B.3.1. Sélection des données

Mark Wilkins (NMFS, comm. pers.) a fourni les données trait par trait provenant du relevé triennal du National Marine Fisheries Service (NMFS) des États-Unis qui couvre la région de Vancouver établie par la Commission internationale des pêcheries du Pacifique Nord (CIPPN) pour les sept années (seules les trois dernières années, qui ont permis d'examiner les strates profondes, sont présentées dans ce document) pendant lesquelles des activités de relevé ont été effectuées dans les eaux de la Colombie-Britannique (tableau B.1; 1995 : figure B.1; 1998 : figure B.2; 2001 : figure B.3). Le NMFS a assigné les traits à des strates, mais la taille et la définition de celles-ci ont changé durant la période du relevé (tableau B.2). La base de données sur les relevés du NMFS indiquait également dans quel pays les traits avaient été effectués. Ces renseignements ont été représentés et vérifiés par rapport à la frontière maritime acceptée entre le Canada et les États-Unis. Tous les traits semblaient correctement situés par rapport au pays, d'après leur position initiale (figure B.1 à figure B.3). Les désignations du NMFS ont été acceptées pour les traits situés près de la frontière maritime.

Tableau B.1. Nombre de traits par strate et par année de relevé pour le relevé triennal du NMFS. Les strates en surbrillance grise ont été exclues de l'analyse, car elles ont fait l'objet d'une couverture incomplète au cours des sept années du relevé ou étaient situées à l'extérieur de la région de Vancouver de la CIPPN (tableau B.2).

N° de la strate	1980		1983		1989		1992		1995		1998		2001	
	Can.	É.-U.												
10	-	15	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	38	-	-	34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	-	-	32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17N	-	-	-	-	-	8	-	9	-	8	-	8	-	8
17S	-	-	-	-	-	27	-	27	-	24	-	26	-	25
18N	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
18S	-	-	-	-	-	31	-	20	-	12	-	20	-	14
19N	-	-	-	-	56	-	53	-	55	-	48	-	33	-
19S	-	-	-	-	-	4	-	6	-	3	-	3	-	3
27N	-	-	-	-	-	2	-	1	-	2	-	2	-	2
27S	-	-	-	-	-	4	-	2	-	3	-	4	-	5
28N	-	-	-	-	1	-	1	-	2	-	1	-	-	-
28S	-	-	-	-	-	6	-	9	-	7	-	6	-	7
29N	-	-	-	-	7	-	6	-	7	-	6	-	3	-
29S	-	-	-	-	-	3	-	2	-	3	-	3	-	3
30	-	4	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31	7	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
37N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1
37S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	1
38N	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
38S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	3
39	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	4	-	2	-
50	-	4	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51	3	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
52	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nombre total	48	23	39	65	65	85	61	76	71	67	59	74	38	72

Tous les traits utilisables avaient une largeur médiane du filet (avec les quantiles 1 à 99) de 13,4 m (11,3 à 15,7 m) et une distance médiane de déplacement de 2,8 km (1,4 à 3,5 km), ce qui a permis de calculer la superficie couverte par chaque trait. Les indices de la biomasse et les CV analytiques connexes pour le sébaste à œil épineux ont été calculés pour l'ensemble de

la région de Vancouver de la CIPPN et pour chacune des sous-régions connexes au Canada et aux États-Unis, à l'aide des estimations de superficie appropriées pour chaque strate et chaque année (tableau B.2). Les strates qui n'ont pas fait l'objet d'un relevé régulier au cours des sept années en question ont été retirées de l'analyse (tableau B.1; tableau B.2). Par conséquent, un ensemble comparable de données pour chaque année a pu être produit à partir des données restantes (tableau B.4).

Comme les quatre premiers relevés ont été retirés de la série utilisée pour l'évaluation des stocks du complexe, il n'était pas nécessaire d'ajuster la superficie balayée des relevés de 1980 et de 1983 pour qu'elle corresponde à celle utilisée à partir de 1989. De plus, comme les coups de filet infructueux déterminés (tableau B.3) ont tous eu lieu avant le relevé de 1995, il n'était pas nécessaire de les omettre.

Tableau B 2. Définitions des strates par année utilisées dans le relevé triennal du NMFS pour séparer les résultats du relevé par pays et par zone de la CIPPN. Les strates en surbrillance grise sont celles qui ont été exclues de l'analyse finale, car elles ont fait l'objet d'une couverture incomplète au cours des sept années du relevé ou étaient situées à l'extérieur de la région de Vancouver de la CIPPN.

Année	N° de la strate	Superficie (km ²)	Début	Fin	Pays	Zone de la CIPPN	Plage de profondeurs
1980	10	3537	47°30	Frontière canado-américaine	É.-U.	Vancouver	55 à 183 m
1980	11	6572	Frontière canado-américaine	49°15	Can.	Vancouver	55 à 183 m
1980	30	443	47°30	Frontière canado-américaine	É.-U.	Vancouver	184 à 219 m
1980	31	325	Frontière canado-américaine	49°15	Can.	Vancouver	184 à 219 m
1980	50	758	47°30	Frontière canado-américaine	É.-U.	Vancouver	220 à 366 m
1980	51	503	Frontière canado-américaine	49°15	Can.	Vancouver	220 à 366 m
1983	10	1307	47°30	47°55	É.-U.	Vancouver	55 à 183 m
1983	11	2230	47°55	Frontière canado-américaine	É.-U.	Vancouver	55 à 183 m
1983	12	6572	Frontière canado-américaine	49°15	Can.	Vancouver	55 à 183 m
1983	30	66	47°30	47°55	É.-U.	Vancouver	184 à 219 m
1983	31	377	47°55	Frontière canado-américaine	É.-U.	Vancouver	184 à 219 m
1983	32	325	Frontière canado-américaine	49°15	Can.	Vancouver	184 à 219 m
1983	50	127	47°30	47°55	É.-U.	Vancouver	220 à 366 m
1983	51	631	47°55	Frontière canado-américaine	É.-U.	Vancouver	220 à 366 m
1983	52	503	Frontière canado-américaine	49°15	Can.	Vancouver	220 à 366 m
1989 et après	17N	1033	47°30	47°50	É.-U.	Vancouver	55 à 183 m
1989 et après	17S	3378	46°30	47°30	É.-U.	Columbia	55 à 183 m
1989 et après	18N	159	47°50	48°20	Can.	Vancouver	55 à 183 m
1989 et après	18S	2123	47°50	48°20	É.-U.	Vancouver	55 à 183 m
1989 et après	19N	8224	48°20	49°40	Can.	Vancouver	55 à 183 m
1989 et après	19S	363	48°20	49°40	É.-U.	Vancouver	55 à 183 m

Année	N° de la strate	Superficie (km ²)	Début	Fin	Pays	Zone de la CIPPN	Plage de profondeurs
1989 et après	27N	125	47°30	47°50	É.-U.	Vancouver	184 à 366 m
1989 et après	27S	412	46°30	47°30	É.-U.	Columbia	184 à 366 m
1989 et après	28N	88	47°50	48°20	Can.	Vancouver	184 à 366 m
1989 et après	28S	787	47°50	48°20	É.-U.	Vancouver	184 à 366 m
1989 et après	29N	942	48°20	49°40	Can.	Vancouver	184 à 366 m
1989 et après	29S	270	48°20	49°40	É.-U.	Vancouver	184 à 366 m
1995 et après	37N	102	47°30	47°50	É.-U.	Vancouver	367 à 500 m
1995 et après	37S	218	46°30	47°30	É.-U.	Columbia	367 à 500 m
1995 et après	38N	66	47°50	48°20	Can.	Vancouver	367 à 500 m
1995 et après	38S	175	47°50	48°20	É.-U.	Vancouver	367 à 500 m
Année	N° de la strate	Superficie (km ²)	Début	Fin	Pays	Zone de la CIPPN	Plage de profondeurs

Tableau B.3. Distribution des traits utilisables et des coups de filet infructueux par année de relevé et par strate nationale. Seuls les traits utilisés pour l'estimation de la biomasse (voir le tableau B.4) sont énumérés.

Année	Eaux canadiennes			Eaux américaines			Nombre total		
	Traits utilisables	Coups de filet infructueux	Nombre total	Traits utilisables	Coups de filet infructueux	Nombre total	Traits utilisables	Coups de filet infructueux	Nombre total
1980	48	11	59	23	3	26	71	14	85
1983	39	8	47	65	5	70	104	13	117
1989	63	2	65	54	1	55	117	3	120
1992	59	-	59	47	3	50	106	3	109
1995	62	-	62	35	-	35	97	-	97
1998	54	-	54	42	-	42	96	-	96
2001	36	-	36	37	-	37	73	-	73
Nombre total	361	21	382	303	12	315	664	33	697

Tableau B.4.. Nombre de traits utilisables effectués et superficie échantillonnée dans la région de Vancouver de la CIPPN, séparée par la frontière internationale entre le Canada et les États-Unis. Les strates 18N et 28N (tableau B.2) ont été retirées de l'analyse parce qu'elles n'ont pas fait l'objet d'une couverture régulière au cours de la période de relevé. Les strates 37, 38 et 39 ont été ajoutées après 1995 (tableau B.2). Toutes les strates présentes dans la région de Columbia de la CIPPN (17S et 27S; tableau B.2) ont également été retirées.

Année de relevé	Nombre de traits			Superficie échantillonnée (km ²)		
	Eaux canadiennes	Eaux américaines	Nombre total	Eaux canadiennes	Eaux américaines	Nombre total
1995	69	40	109	9 675	5 053	14 728
1998	58	44	102	9 675	5 053	14 728
2001	38	42	80	9 675	5 053	14 728
Nombre total	165	126	291	-	-	-

B.3.2. Méthodes

On a analysé les données à l'aide des équations de la section B.1. Pour calculer la variance de ce relevé, on a présumé que la variance et les CPUE à l'intérieur d'une strate étaient égales, même pour les strates séparées par la frontière canado-américaine. La biomasse totale (B_{y_i}) dans une strate chevauchant cette frontière a été séparée entre les deux pays ($B_{y_{ic}}$) selon le rapport entre la superficie relative de la strate au sein de chaque pays :

$$\text{Éq. B.7} \quad B_{y_{ic}} = B_{y_i} \frac{A_{y_{ic}}}{A_{y_i}} .$$

où $A_{y_{ic}}$ = superficie (km²) au sein de chaque pays c , pour l'année y et la strate i .

La variance $V_{y_{ic}}$ pour cette partie de la strate i dans le pays c a été calculée en tant que proportion du rapport du carré de la superficie dans chaque pays c et de la superficie totale de la strate i . Cette hypothèse fait en sorte que les CV de la strate dans chaque pays sont les mêmes que ceux de l'ensemble de la strate :

$$\text{Éq. B.8} \quad V_{y_{ic}} = V_{y_i} \frac{A_{y_{ic}}^2}{A_{y_i}^2} .$$

On a utilisé la variance partielle $V_{y_{ic}}$ relative au pays c dans l'Éq. B.5 plutôt que la variance totale dans la strate V_{y_i} afin de calculer la variance de la biomasse totale dans les eaux canadiennes ou américaines. On a calculé les CV comme dans l'Éq. B.6.

On a analysé les estimations de la biomasse selon la méthode bootstrap au moyen de 500 tirages aléatoires avec remplacement afin d'obtenir des intervalles de confiance à 95 % avec correction du biais (Efron 1982) pour chaque année et pour les deux régions (portion canadienne de la région de Vancouver et portion américaine de celle-ci), d'après la distribution des estimations de la biomasse et à l'aide des équations ci-dessus.

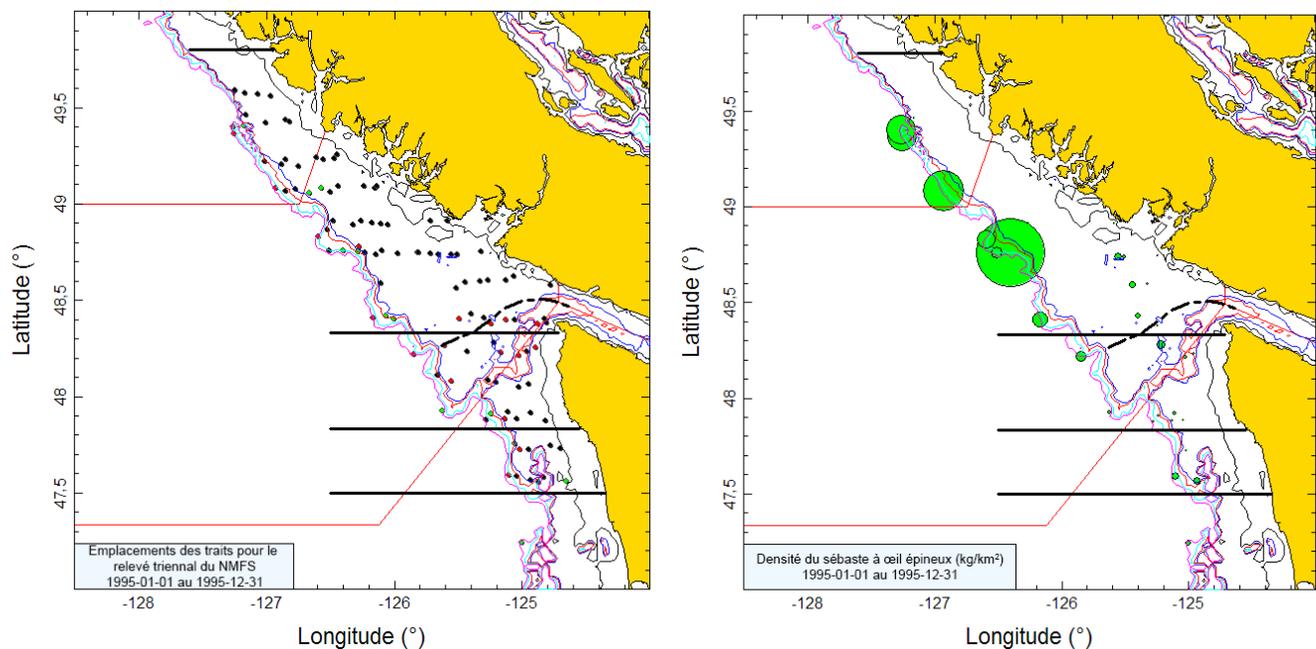


Figure B.1. Graphique de gauche : Représentation de l'emplacement des traits dans la région de Vancouver de la CIPPN pour le relevé triennal de 1980 du NMFS, mené dans les eaux américaines et canadiennes. Les emplacements des traits sont codés par couleur selon la plage de profondeur : noir = 55 à 183 m; rouge = 184 à 366 m; gris = 367 à 500 m. La ligne pointillée indique la position approximative de la frontière maritime entre le Canada et les États-Unis. Les lignes horizontales représentent les limites des strates : 47° 30', 47° 50', 48° 20' et 49° 50'. Les traits situés au sud de la ligne 47° 30' n'ont pas été inclus dans l'analyse. Graphique de droite : La taille des cercles dans la représentation de la densité a été ajustée pour toutes les années (1995, 1998 et 2001); le plus grand cercle (17 746 kg/km²) datait de 1995. Les lignes pleines rouges indiquent les limites entre les zones 3B, 3C et 3D de la CPMP.

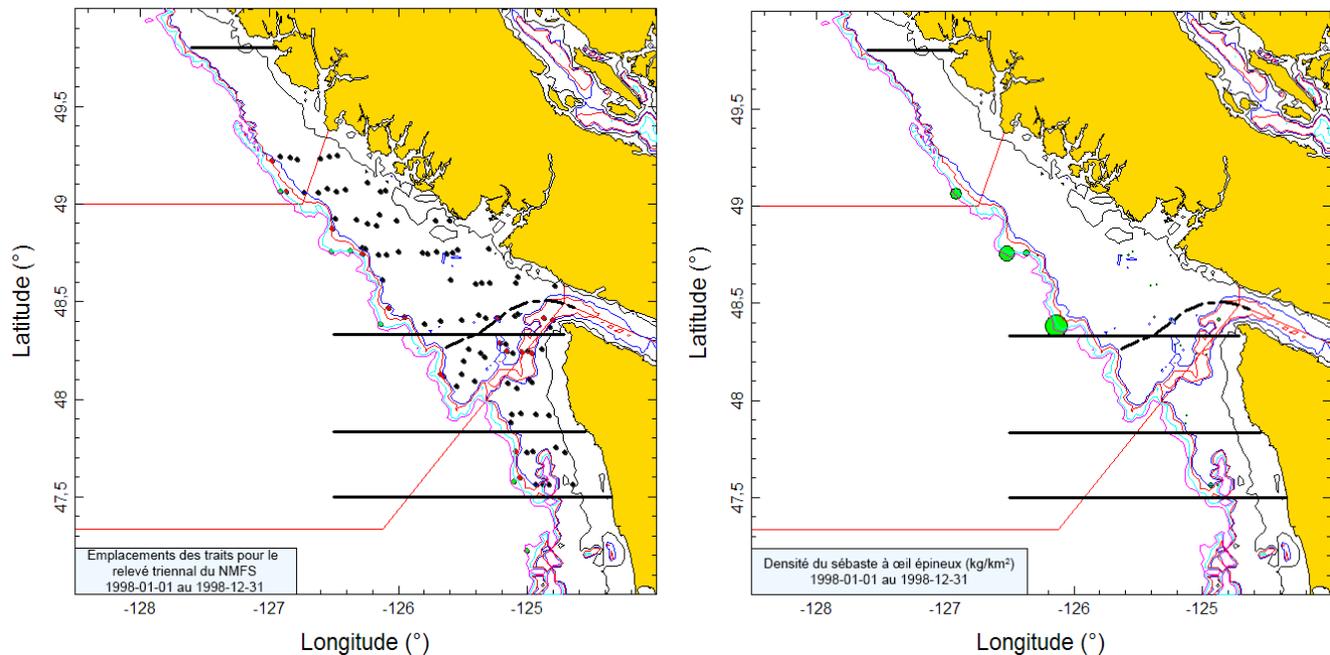


Figure B.2. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé triennal du NMFS de 1998, qui a été mené dans les eaux américaines et canadiennes (voir la légende de la figure B.1).

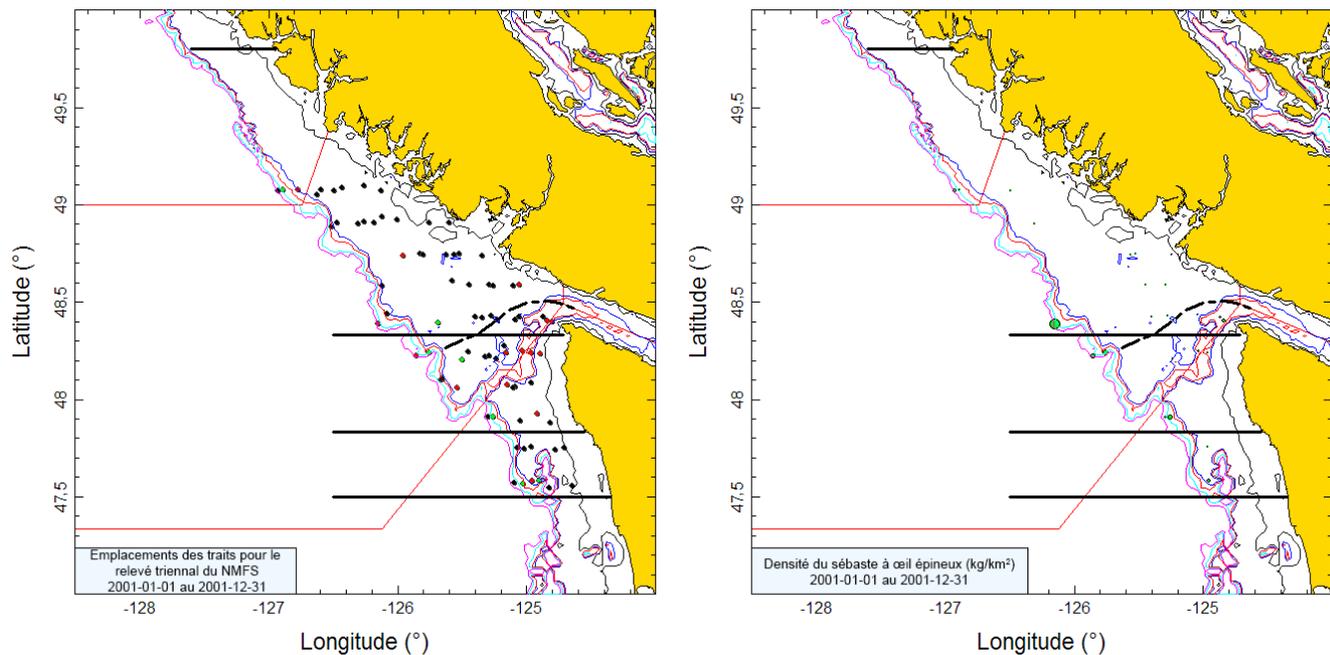


Figure B.3. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé triennal du NMFS de 2001, qui a été mené dans les eaux américaines et canadiennes (voir la légende de la figure B.1).

B.3.3. Résultats

Dans les relevés de 1980 et de 1983, on a observé de faibles niveaux de prises de sébastes à œil épineux/sébastes à taches noires (complexe), surtout dans les eaux canadiennes (ces

résultats ne sont pas présentés ici). Ces relevés (comme ceux de 1989 et de 1992) ne couvraient que les strates moins profondes, soit les profondeurs de 55 à 366 m (tableau B.2) et ont été omis du présent résumé, car ils n'ont pas été inclus dans l'évaluation des stocks. Les observations d'individus du complexe ont augmenté depuis 1995 avec l'ajout de strates profondes (367 à 500 m) dans les eaux américaines et canadiennes. Depuis 1995, des individus du complexe ont été pêchés le long du rebord du plateau continental, particulièrement dans les eaux canadiennes (p. ex. figure B.3). La figure B.4 montre que l'on trouve surtout cette espèce à des profondeurs comprises entre 152 et 458 m (quantiles 1 et 99 de [bottom_depth]), mais les poids de prises les plus élevés observés ont été capturés dans les strates profondes.

Les estimations de la biomasse du sébaste à œil épineux dans les eaux américaines et canadiennes étaient variables, sans tendance (figure B.5; tableau B.5). Les estimations de l'erreur relative étaient modérées à élevées, allant de 0,35 en 1998 à 0,80 en 1995 dans les strates canadiennes (tableau B.5).

Le pourcentage de traits qui ont capturé des individus du complexe variait selon les années de relevé : seulement 9 % des traits canadiens de 1980 à 1992 (non déclarés ici), mais 26 % des traits de 1995 à 2001 avec l'ajout de la strate profonde (367 à 500 m). Les pourcentages équivalents pour les traits en eaux américaines étaient de 25 % et 33 %, respectivement. Dans l'ensemble, 29 % des 291 traits utilisés pour l'estimation de la biomasse après 1995 ont capturé des sébastes du complexe (83 traits). Le plus gros trait effectué était de 742 kg en 1995, dans la strate profonde des eaux canadiennes. La proportion de traits de 1995 qui contenaient des individus du complexe variait entre 21 % et 29 % dans les eaux canadiennes et entre 23 % et 45 % aux États-Unis, sans tendance apparente (figure B.6).

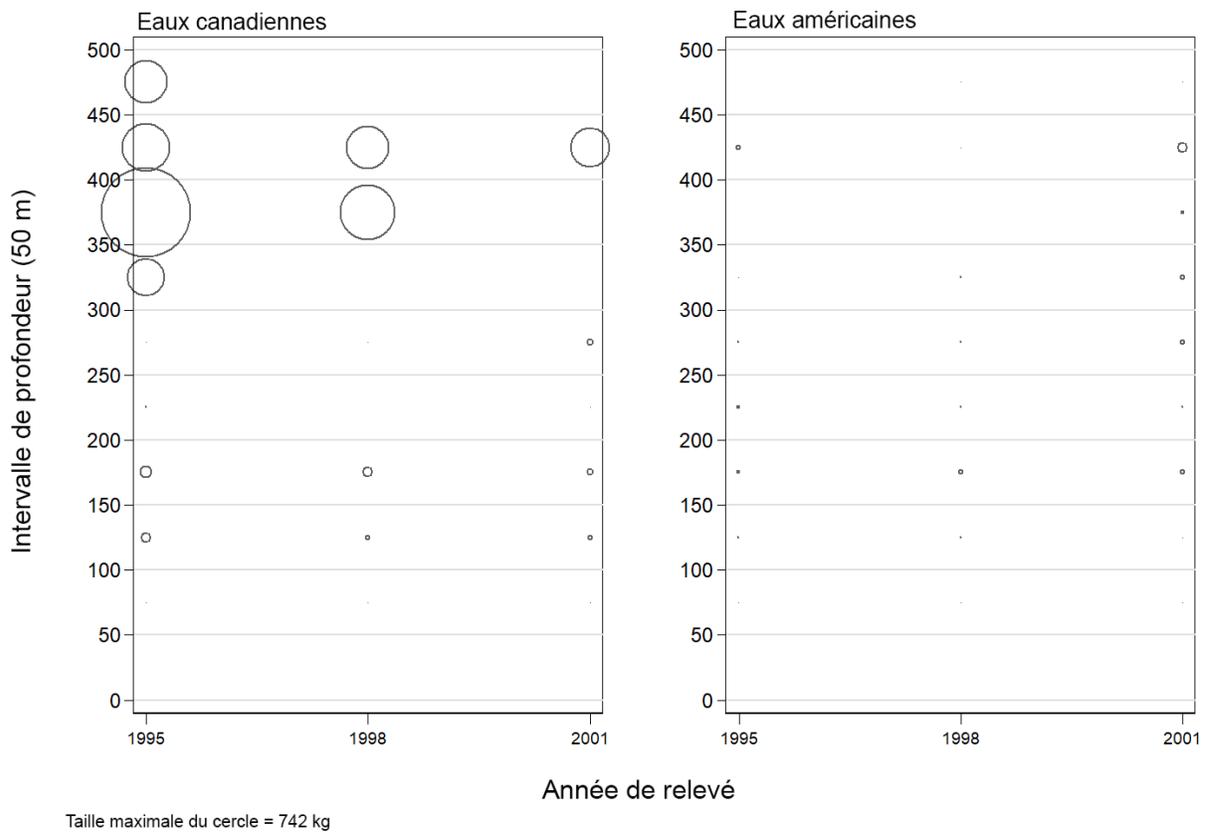


Figure B.4. Distribution des prises du complexe (en kilogrammes) pour chaque année de relevé, selon des intervalles de profondeur de 25 m pour tous les traits (tableau B.4) dans les eaux canadiennes et américaines de la zone de Vancouver de la CIPPV. Les prises sont représentées au milieu de l'intervalle.

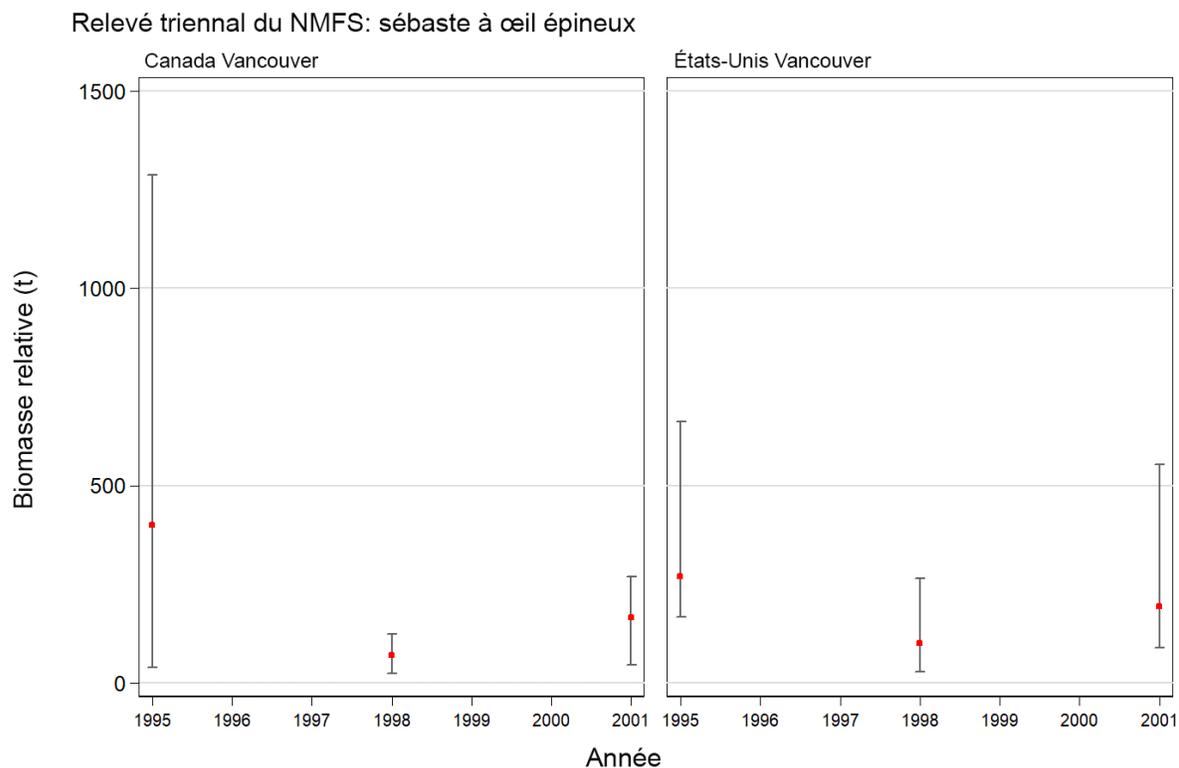


Figure B.5. Estimations de la biomasse de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires capturés dans la région de Vancouver de la CIPP (eaux canadiennes seulement, eaux américaines seulement) et barres d'erreur de 95 % estimées à partir de 500 tirages aléatoires avec remplacement analysés selon la méthode bootstrap.

Table B.5. Deux séries d'estimations de la biomasse de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires capturés dans la région de Vancouver de la CIPP (eaux canadiennes; eaux américaines) et intervalles de confiance à 95 % fondés sur la distribution de la biomasse analysée selon la méthode bootstrap. Les estimations réalisées selon cette méthode sont fondées sur 500 tirages aléatoires avec remplacement.

Série d'estimations	Année	Biomasse (Éq. B.4)	Biomasse bootstrap moyenne	Biomasse à la limite inférieure	Biomasse à la limite supérieure	CV bootstrap	CV analytique (Éq. B.6)
Canada Vancouver	1995	399	391	40	1 286	0,797	0,771
	1998	71	73	23	123	0,354	0,379
	2001	165	156	45	270	0,357	0,318
E.-U. - Vancouver	1995	271	181	167	661	0,529	0,403
	1998	101	85	29	264	0,670	0,595
	2001	194	159	89	552	0,482	0,427

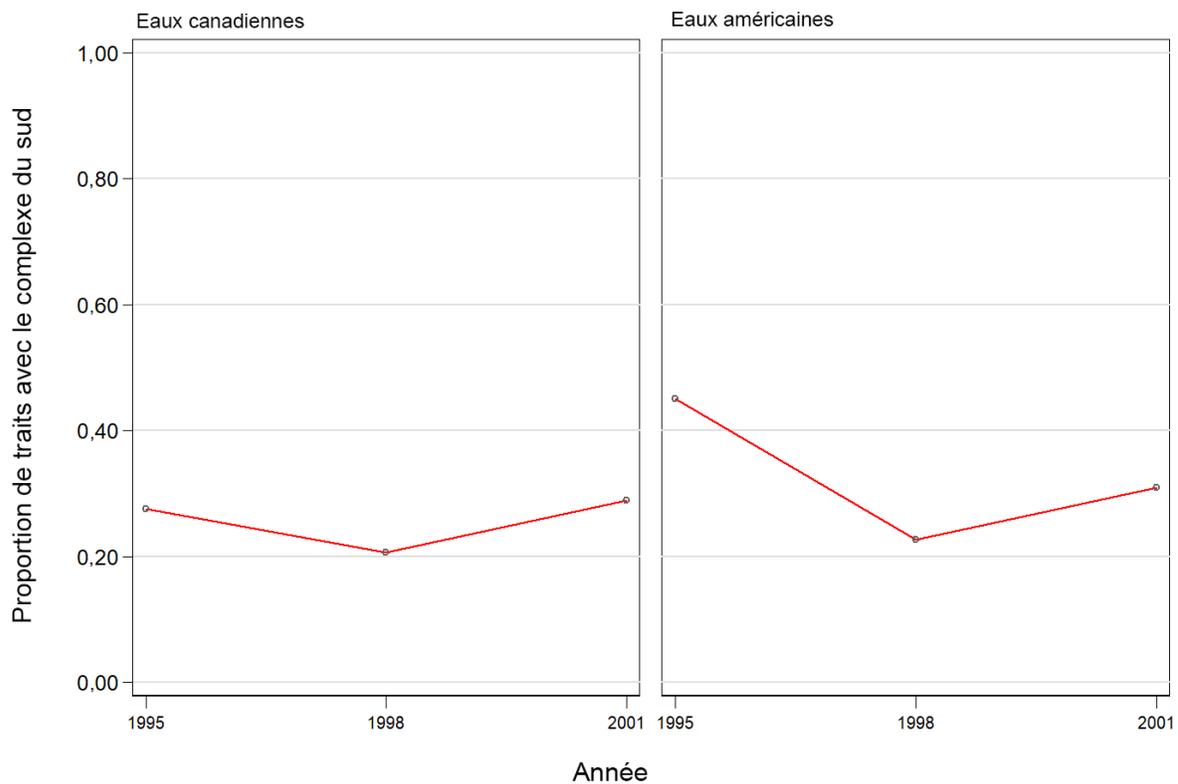


Figure B.6. Proportion des traits contenant des individus du complexe par année pour la zone de Vancouver de la CIPPN (eaux canadiennes et américaines).

B.4. RELEVÉ SYNOPTIQUE AU CHALUT DANS LE BASSIN DE LA REINE-CHARLOTTE

B.4.1. Sélection des données

Ce relevé a été exécuté à dix reprises lors de la période de 2003 à 2019 dans le bassin de la Reine-Charlotte, situé entre l'extrémité supérieure de l'île de Vancouver et la partie sud de l'île Moresby et s'étendant dans la partie inférieure du détroit d'Hécate, entre l'île Moresby et le continent. Il était divisé entre deux grandes strates de superficie correspondant approximativement aux régions de la CPMP 5A et 5B, et comprenait aussi une partie de la zone 5C (toutes les positions initiales des traits valides sont représentées par année de relevé sur la Figure B.22 à la Figure B.29). Chacune de ces strates de superficie a été divisée en quatre strates de profondeurs : 50 à 125 m; 125 à 200 m; 200 à 330 m; 330 à 500 m (Tableau B.6).

Table B.6. Nombre de traits utilisables pour l'estimation de la biomasse par année et par strate de profondeurs pour le relevé synoptique mené dans le bassin de la Reine-Charlotte de 2003 à 2019. La superficie de chaque strate du relevé de 2019 et le navire ayant réalisé le relevé sont également présentés, par année de relevé.

Année	Navire	Strates de profondeurs – Sud				Strates de profondeurs – Nord				Nombre total de traits ¹
		50 à 125	125 à 200	200 à 330	330 à 500	50 à 125	125 à 200	200 à 330	330 à 500	
2003	Viking Storm	29	56	29	6	5	39	50	19	233
2004	Viking Storm	42	48	31	8	20	38	37	6	230
2005	Viking Storm	29	60	29	8	8	45	37	8	224
2007	Viking Storm	33	61	24	7	19	56	48	7	255
2009	Viking Storm	34	60	28	8	10	44	43	6	233
2011	Nordic Pearl	38	67	24	8	10	51	45	8	251
2013	Nordic Pearl	32	65	29	10	9	46	44	5	240
2015	Frosti	30	65	26	4	12	49	44	8	238
2017	Nordic Pearl	36	57	29	8	12	51	40	7	240
2019	Nordic Pearl	35	62	26	9	15	52	35	8	242
Superficie (km ²) ²		5 012	5 300	2 640	528	1 740	3 928	3 664	1 236	24 048 ²

¹ Codes d'utilisabilité dans la base de données GFBio = 0, 1, 2, 6

² Superficie totale (km²) pour le relevé synoptique de 2019

Table B.7. Nombre de valeurs manquantes concernant l'écartement des panneaux, par année, pour le relevé synoptique mené dans le bassin de la Reine-Charlotte entre 2003 et 2019, ainsi que le nombre d'observations disponibles sur l'écartement des panneaux et la valeur moyenne connexe pour chaque année du relevé.

Année	Nombre de traits sans valeur d'écartement des panneaux ¹	Nombre de traits avec valeurs d'écartement des panneaux ²	Écartement moyen des panneaux (m) utilisé pour les traits sans valeur d'écartement ²
2003	13	236	72,1
2004	8	267	72,8
2005	1	258	74,5
2007	5	262	71,8
2009	2	248	71,3
2011	30	242	67,0
2013	42	226	69,5
2015	0	249	70,5
2017	1	264	64,7
2019	8	264	62,9
Total	110	2,516	69,7

¹ Traits valides pour l'estimation de la biomasse seulement ² Comprend les traits non utilisés pour l'estimation de la biomasse

La valeur de la densité de l'écartement des panneaux (Éq. B.3) a été calculée pour chaque trait à partir des prises de bocaccios pour l'écartement moyen des panneaux pour le trait et la distance parcourue. Le champ de la distance parcourue [distance travelled] est un champ de la base de données; les valeurs sont calculées directement à partir de la trajectoire d'un trait. Ce champ est utilisé de préférence pour la variable D_{xy} dans l'Éq. B.3. On utilisait une valeur calculée ([vessel speed] X [tow duration]) pour cette variable si la valeur du champ [distance travelled] était manquante, mais on a seulement utilisé cette valeur calculée à deux reprises pour les dix années du relevé au chalut. On a utilisé l'écartement moyen des panneaux pour une année de relevé (110 valeurs pour toutes les années, Tableau B.7), afin de remplir le champ [doorspread] lorsque la valeur de l'écartement était manquante.

B.4.2. Résultats

Un examen des représentations spatiales fournies à la figure B.7 et à la figure B.16 montre que la plupart des individus du complexe ont été capturés le long du rebord ouest du plateau sur la pente rapide vers les eaux plus profondes. Certaines années, on a pêché de petits nombres d'individus du complexe à l'est du rebord du plateau dans plusieurs des fossés centraux (p. ex. figure B.15). On en a trouvé dans les traits plus profonds, les quantiles 1 à 99 allant de 187 m à 501 m (figure B.17). Les estimations de la biomasse du complexe variaient de 300 à 2 800 t, mais les deux années où la biomasse était élevée (2011 et 2015) étaient également associées à l'erreur relative la plus élevée (0,78 et 0,49 respectivement) de la série (tableau B.8, figure B.18). Ces deux années de relevé ont été associées à certains très gros traits, donnant des niveaux élevés d'erreur relative. Les autres estimations de l'erreur relative vont de 0,16 en 2005 à 0,44 en 2003 (tableau B.8).

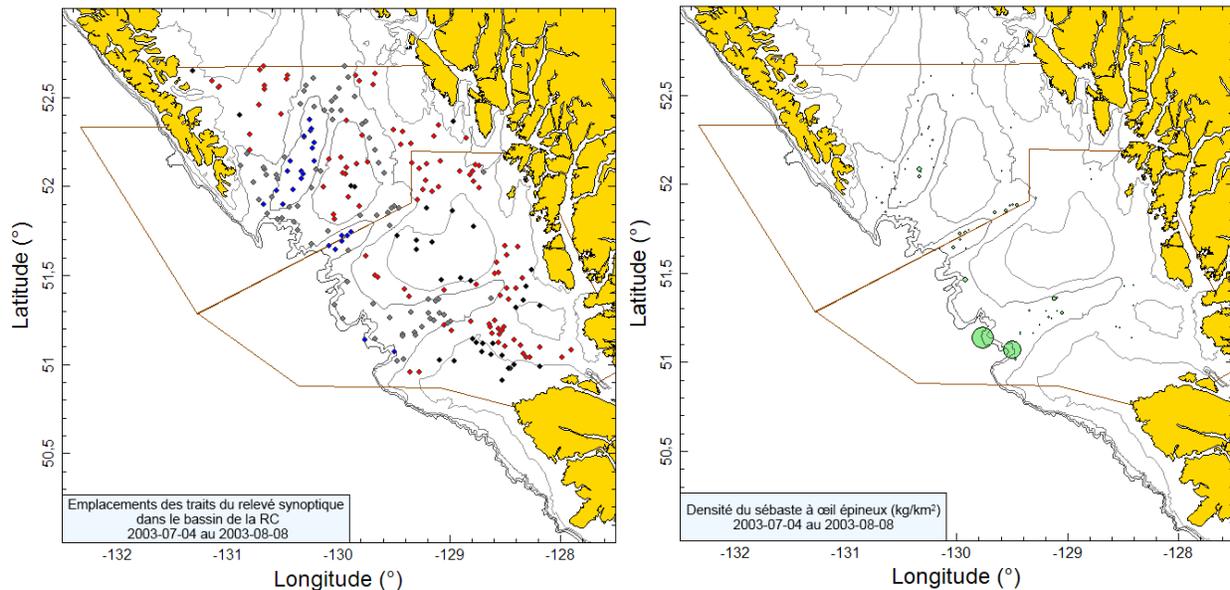


Figure B.7. Emplacements des traits valides (noir : strate de 50 à 125 m; rouge : strate de 126 à 200 m; gris : strate de 201 à 330 m; bleu : strate de 331 à 500 m) et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2003 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte. Dans la représentation de la densité de droite, la taille des cercles a été ajustée pour toutes les années (2003 à 2005, 2007, 2009, 2011, 2013, 2015, 2017 et 2019); le plus grand cercle (14 153 kg/km²) datait de 2011. Les limites séparent les strates de superficie nord et sud.

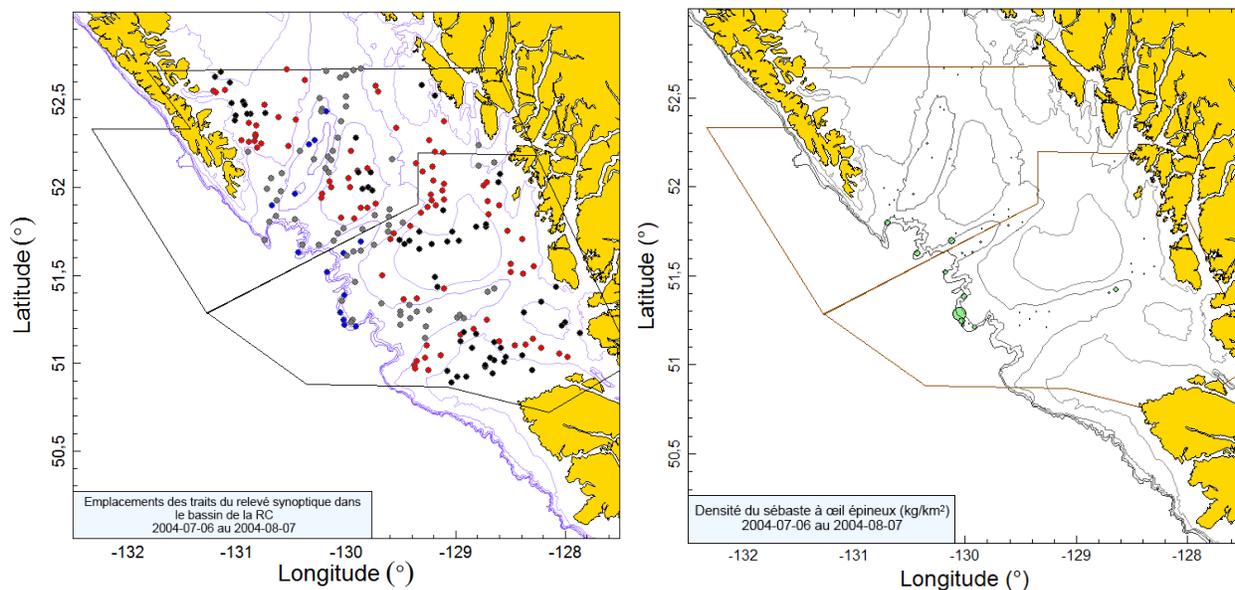


Figure B.8. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2004 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

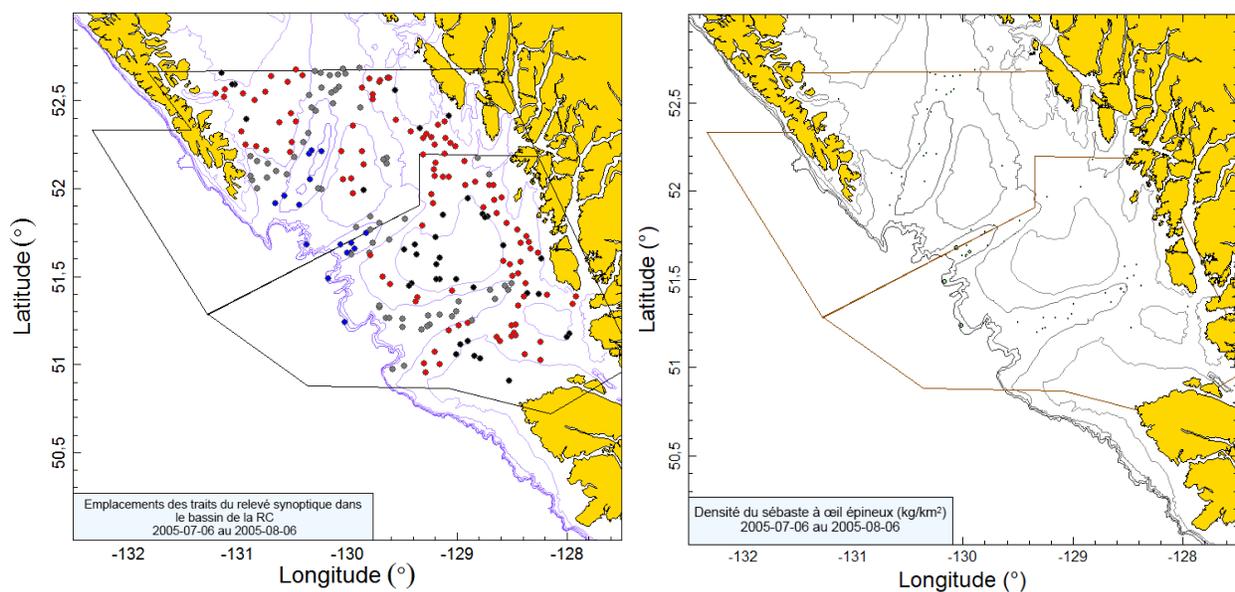


Figure B.9. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2005 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

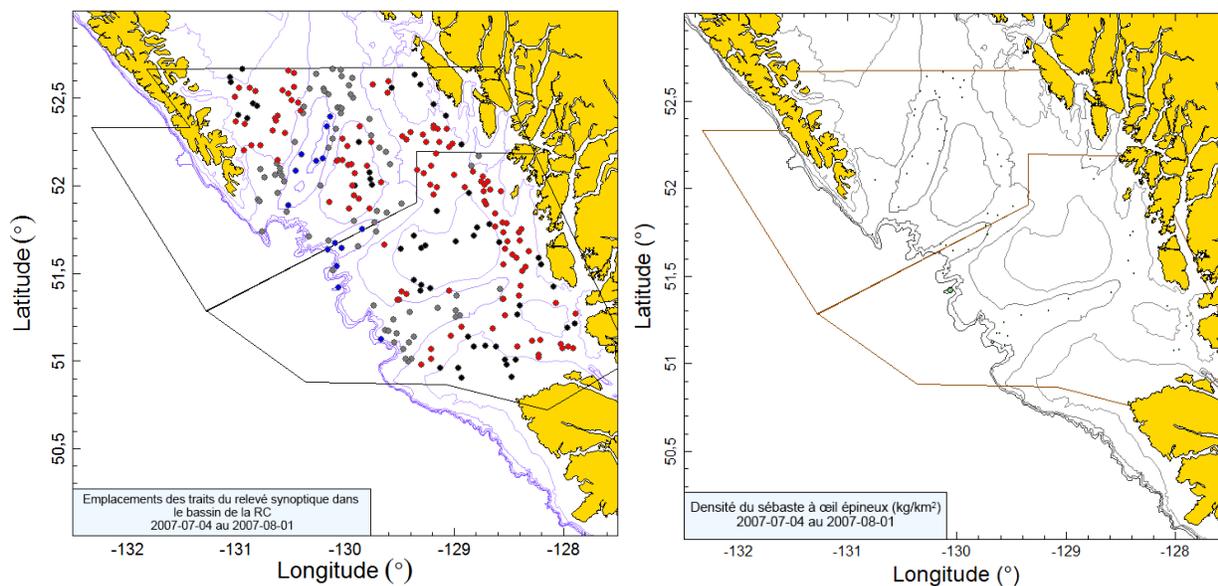


Figure B.10. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2007 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

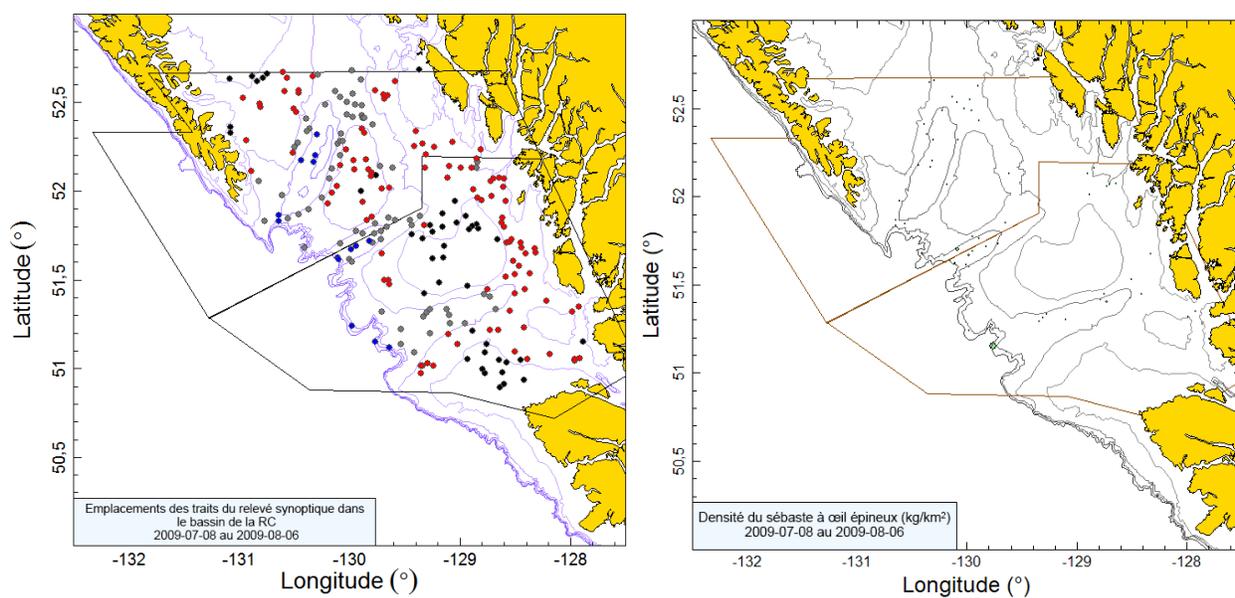


Figure B.11. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2009 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

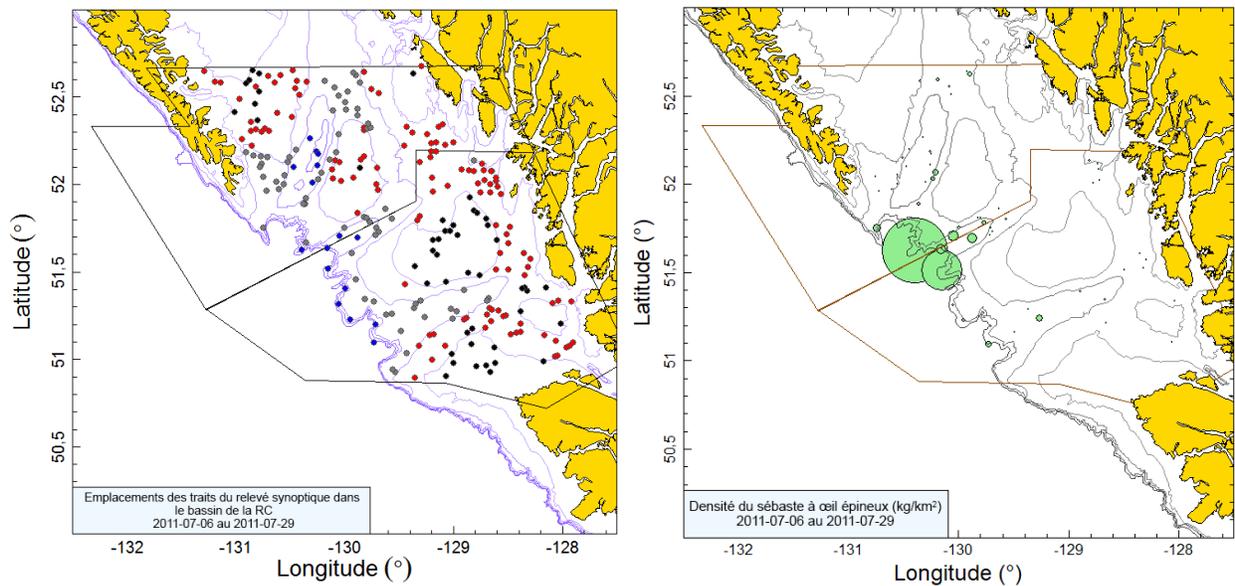


Figure B.12. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2011 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

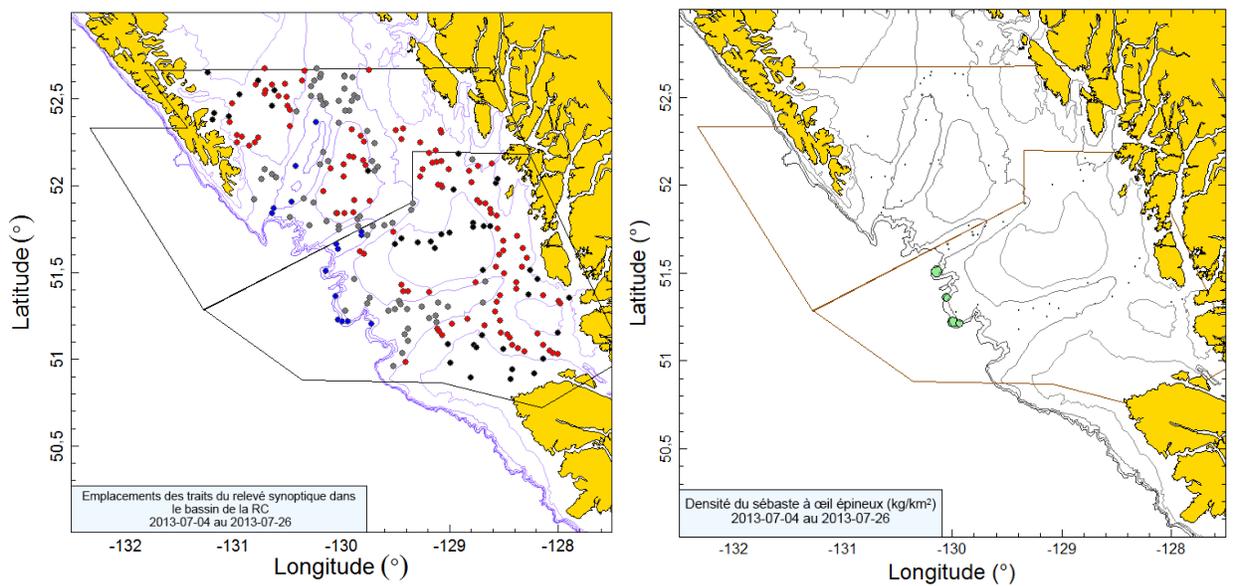


Figure B.13. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2013 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

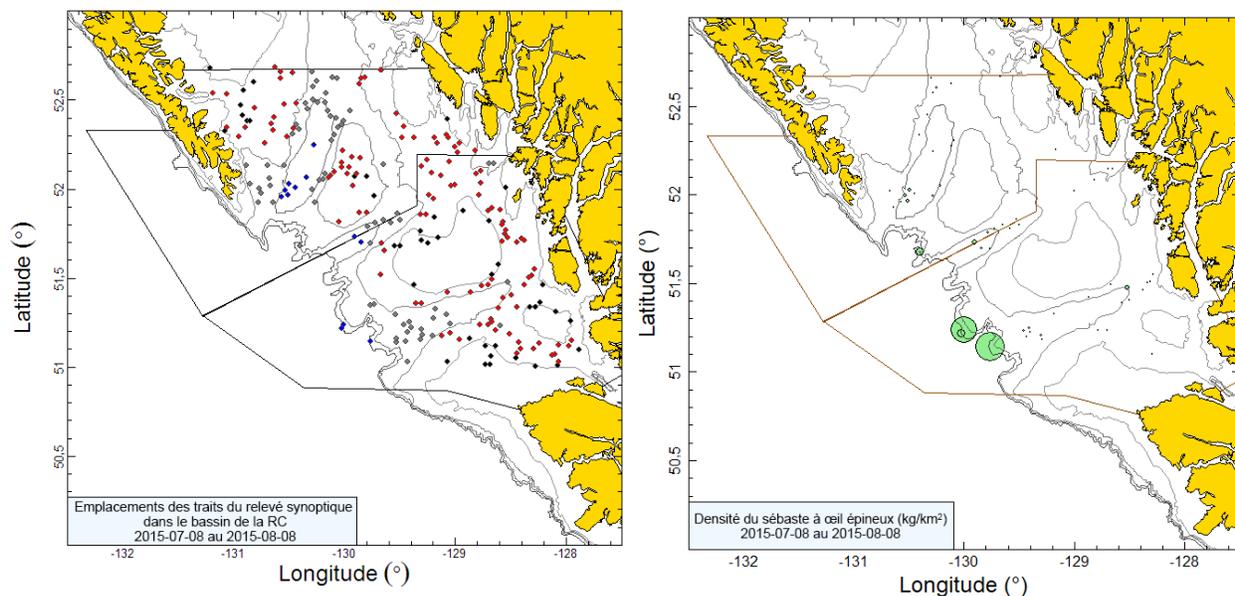


Figure B.14. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2015 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

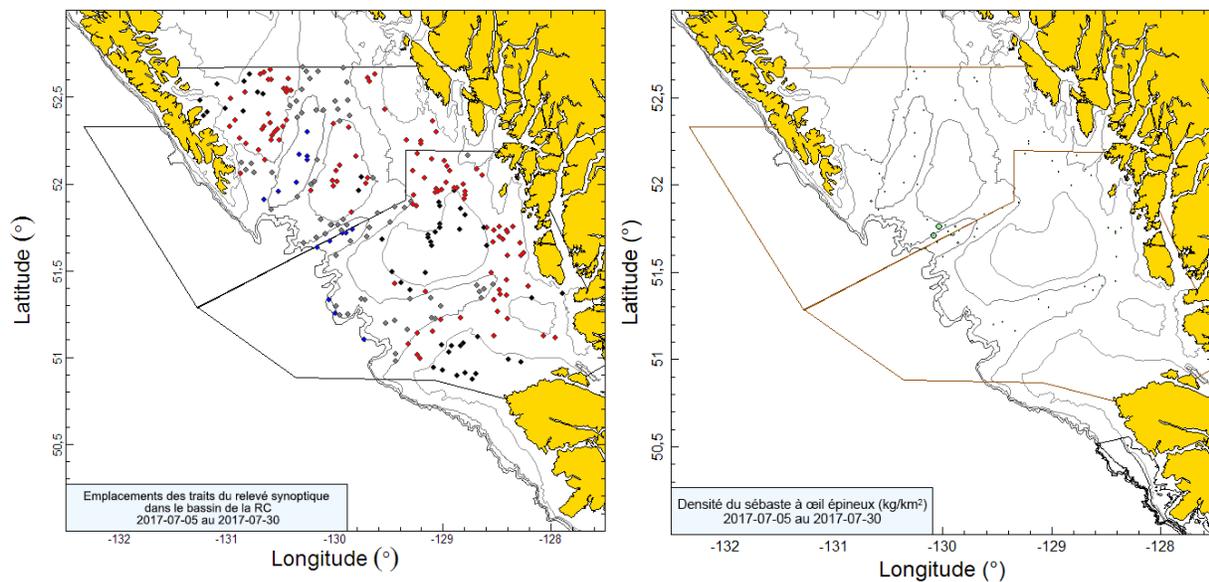


Figure B.15. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2017 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

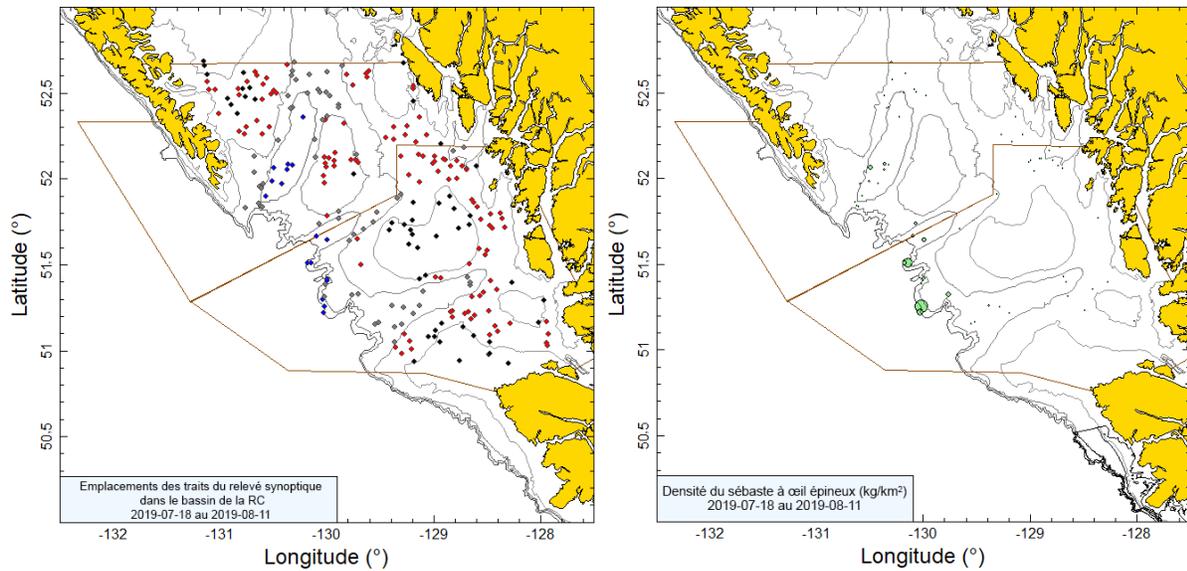


Figure B.16. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2019 mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la légende de la figure B.7).

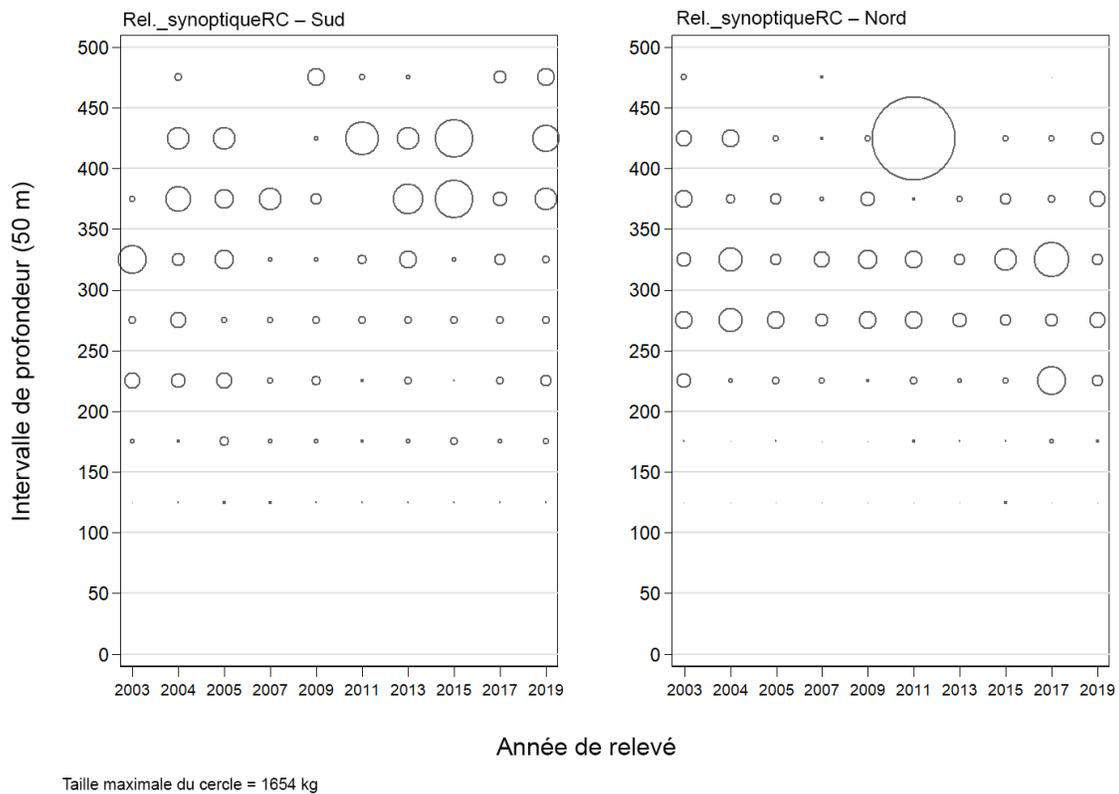


Figure B.17. Distribution des prises du complexe (en kilogrammes) observées dans les traits utilisés pour l'estimation de la biomasse, qui proviennent de deux strates de superficie principale du relevé synoptique mené dans le bassin de la Reine-Charlotte (tableau B.6), par année de relevé, selon des intervalles de profondeurs de 50 m. Les prises sont représentées au point médian de l'intervalle de

profondeur, et la taille des cercles a été ajustée selon la valeur maximale (1 654 kg) observée dans l'intervalle de 400 à 450 m de la strate nord en 2011. Les quantiles 1 et 99 représentant la distribution empirique de la profondeur initiale des traits ciblant le complexe sont de 187 m et de 501 m, respectivement.

Table B.8. Estimations de la biomasse de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires 2020 provenant du relevé synoptique au chalut mené dans le bassin de la Reine-Charlotte de 2003 à 2019. Les intervalles de confiance bootstrap avec correction de biais et les CV connexes sont fondés sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement.

Année de relevé	Biomasse (t) (Éq. B.4)	Biomasse bootstrap moyenne (t)	Biomasse à la limite inférieure (t)	Biomasse à la limite supérieure (t)	CV bootstrap	CV analytique (Éq. B.6)
2003	974	983	256	1 893	0,444	0,451
2004	864	874	471	1 510	0,284	0,271
2005	529	531	379	695	0,158	0,157
2007	289	286	147	525	0,337	0,331
2009	369	368	221	633	0,281	0,284
2011	2 789	2 827	204	8 040	0,782	0,791
2013	565	563	276	932	0,289	0,291
2015	1 787	1 807	211	3 478	0,488	0,471
2017	606	609	325	1 055	0,294	0,292
2019	733	726	424	1 224	0,268	0,257

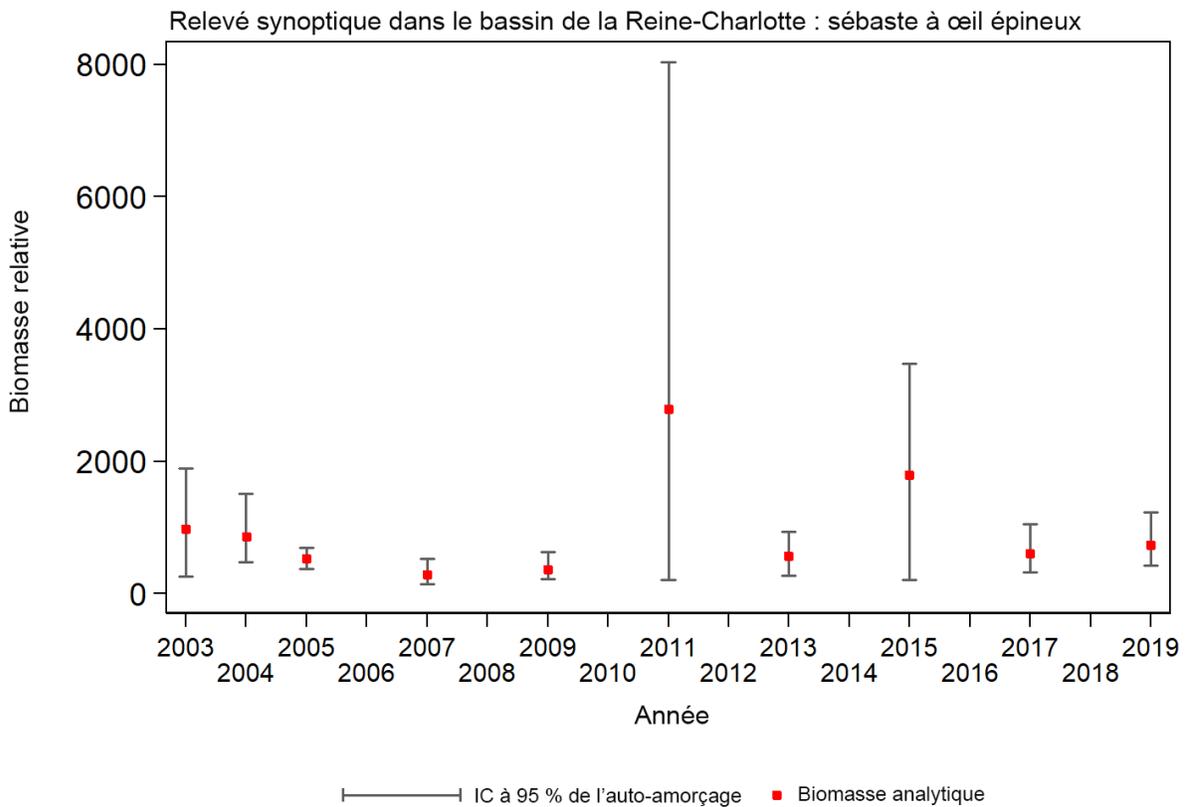


Figure B.18. Graphique des estimations de la biomasse de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires (valeurs fournies dans le Tableau B.11) selon le relevé synoptique mené dans le bassin de la Reine-Charlotte de 2003 à 2019. Les intervalles de confiance à 95 % corrigés en fonction de biais, qui sont tirés de 1 000 répétitions selon la méthode bootstrap, sont présentés.

En moyenne, on a pêché des individus du complexe dans environ 25 % des traits dans les deux strates de superficie : de 20 % à 29 % des traits dans la strate sud et de 23 % à 36 % des traits dans la strate nord (figure B.19). Dans l'ensemble, 623 des 2 386 traits de relevé valides (24 %) contenaient des individus du complexe. Le poids médian des prises dans les traits positifs était de 2,8 kg/trait pour les dix relevés, et le poids maximal des prises dans un trait était de 1 650 kg, dans le relevé de 2011.

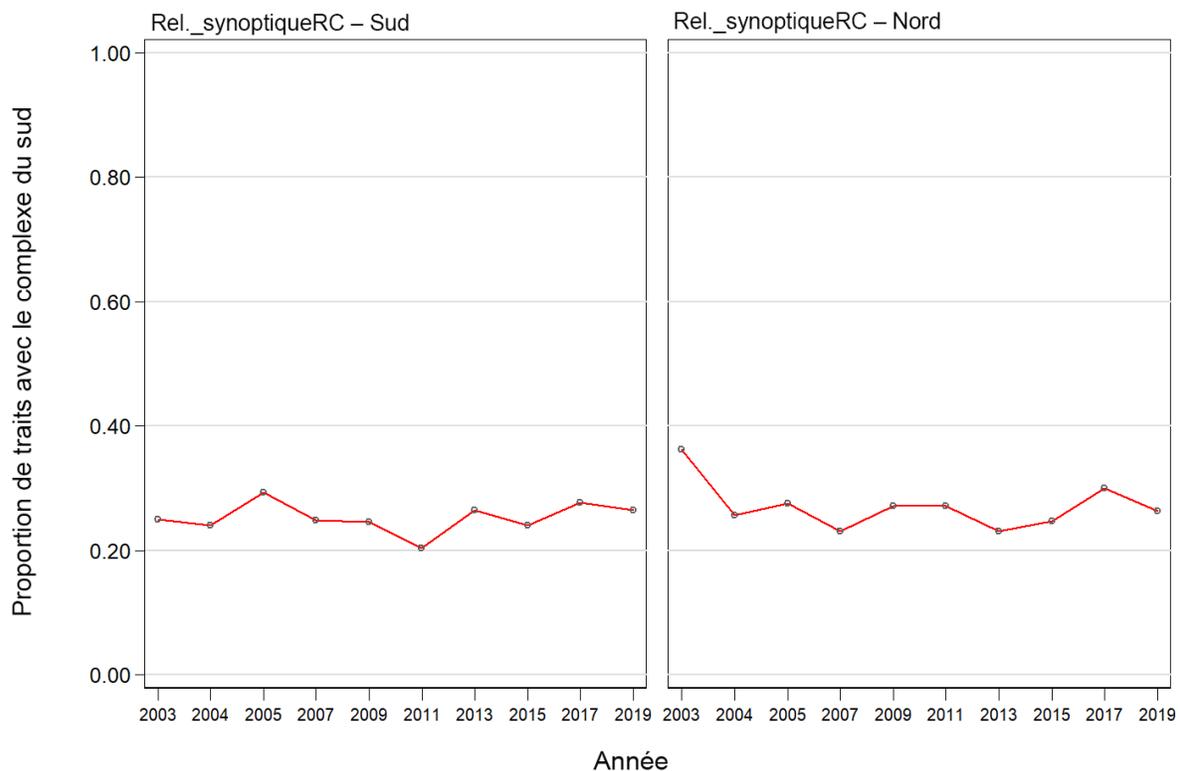


Figure B.19. Proportion de traits qui contenaient des individus du complexe, par strate et par année, selon le relevé synoptique mené dans le bassin de la Reine-Charlotte de 2003 à 2019.

B.5. RELEVÉ SYNOPTIQUE AU CHALUT SUR LA CÔTE OUEST DE L'ÎLE DE VANCOUVER

B.5.1. Sélection des données

Ce relevé a été effectué à sept reprises au cours de la période de 2004 à 2016. Il a été mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver au moyen du navire de recherche *W.E. Ricker*. Un huitième relevé a été mené en 2018 au moyen du navire de recherche *Nordic Pearl*, en raison de la mise hors service du *W.E. Ricker*. Le relevé comprend une seule strate de surface, séparée en quatre strates de profondeurs : 50 à 125 m; 125 à 200 m; 200 à 330 m; 330 à 500 m (Tableau B.9). Pour chaque relevé, environ 150 à 200 zones de 2 km² ont été choisies au hasard parmi les quatre strates de profondeurs (Olsen *et al.*, 2008).

La valeur de la densité de l'écartement des panneaux a été calculée pour chaque trait à partir des prises de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires, de l'écartement moyen des panneaux pour ce trait et de la distance parcourue (éq. B.3). La distance parcourue a été fournie sous la forme d'un champ de données, déterminé directement à partir des renseignements sur la trajectoire du navire recueillis pendant le trait. Il ne manquait que deux valeurs dans ce champ (pour les années 2004 et 2010), qu'on a calculées en multipliant la vitesse du navire par la durée pendant laquelle le filet a été tiré. Il manquait un grand nombre de valeurs pour le champ de l'écartement des panneaux, qu'on a calculées à l'aide de l'écartement moyen pour l'année du relevé ou d'une valeur par défaut de 64,6 m pour les trois années sans données sur l'écartement des panneaux (Tableau B.10). La valeur par défaut est fondée sur la

moyenne de l'écartement des panneaux observé à partir de l'appareil de mesure du filet, calculée sur l'ensemble des années pour lesquelles on dispose d'estimations sur ce paramètre.

Table B.9. Désignation des strates et nombre de traits utilisables et inutilisables pour chaque année où le relevé synoptique a été mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. La superficie de chaque strate en 2018 et les dates de début et de fin relatives à chaque relevé sont également présentées.

Année de relevé	Intervalle de profondeur de la strate				Nombre total de traits ¹	Traits non utilisables	Date de début	Date de fin
	50 à 125 m	125 à 200 m	200 à 330 m	330 à 500 m				
2004	34	34	13	8	89	17	26-mai-04	09-juin-04
2006	61	62	28	13	164	12	24-mai-06	18-juin-06
2008	54	50	32	23	159	19	27-mai-08	21-juin-08
2010	58	47	22	9	136	8	08-juin-10	28-juin-10
2012	60	46	25	20	151	6	23-mai-12	15-juin-12
2014	55	49	29	13	146	7	29-mai-14	20-juin-14
2016	54	41	26	19	140	7	25-mai-16	15-juin-16
2018	69	64	36	21	190	12	19-mai-18	12-juin-18
Area (km ²)	5 716	3 768	708	572	10 764 ²	-	-	-

¹ Codes d'utilisabilité dans la base de données GFBio = 0, 1, 2, 6

² Superficie totale (km²) pour le relevé synoptique de 2018

Table B.10. Nombre de traits avec et sans la mesure de l'écartement des panneaux, par année de relevé, pour le relevé synoptique mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les valeurs moyennes de l'écartement des panneaux des traits pour lesquels on dispose de mesures sont fournies.

Année de relevé	Nombre de traits		Écartement moyen (m)
	Sans mesure de l'écartement	Avec mesures de l'écartement	
2004	89	0	-
2006	96	69	64,3
2008	58	107	64,5
2010	136	0	-
2012	153	0	-
2014	14	139	64,3
2016	0	147	65,5
2018	0	202	64,3
All surveys	546	664	64,6

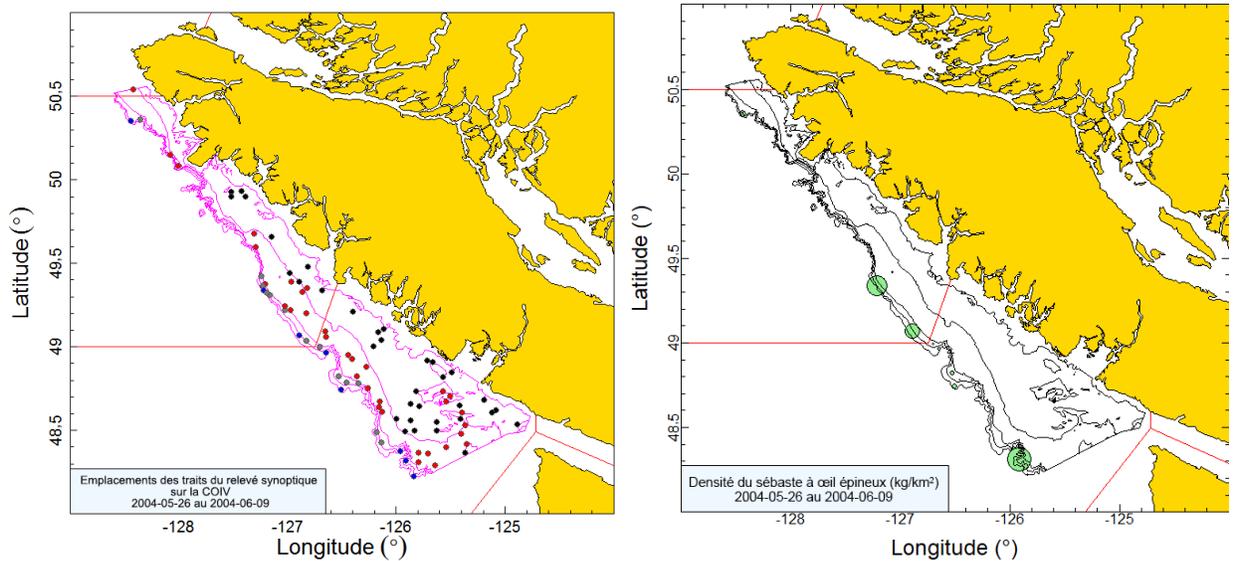


Figure B.20. Emplacements des traits valides (noir : strate de 50 à 125 m; rouge : strate de 126 à 200 m; gris : strate de 201 à 330 m; bleu : strate de 331 à 500 m) et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2004 mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. Dans la représentation de la densité de droite, la taille des cercles a été ajustée pour toutes les années (2004, 2006, 2008, 2010, 2012, 2014, 2016 et 2018); le plus grand cercle (4 950 kg/km²) datait de 2018. Les lignes pleines rouges indiquent les limites des zones de la CPMP 3C, 3D et 5A .

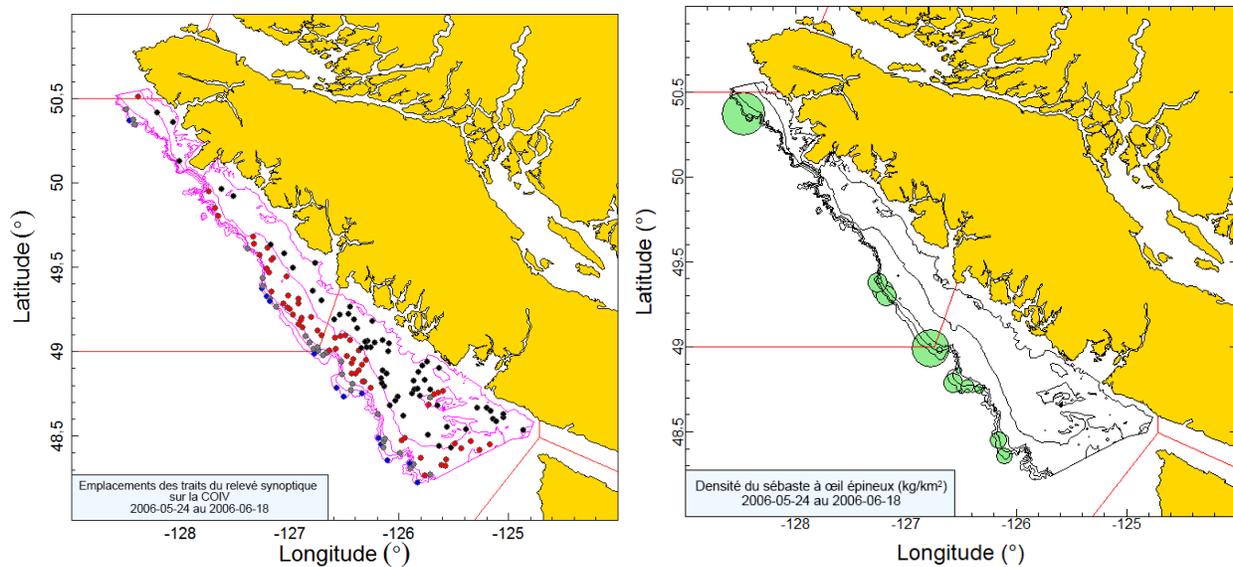


Figure B.21. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2006 mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir la légende de la Figure B.20).

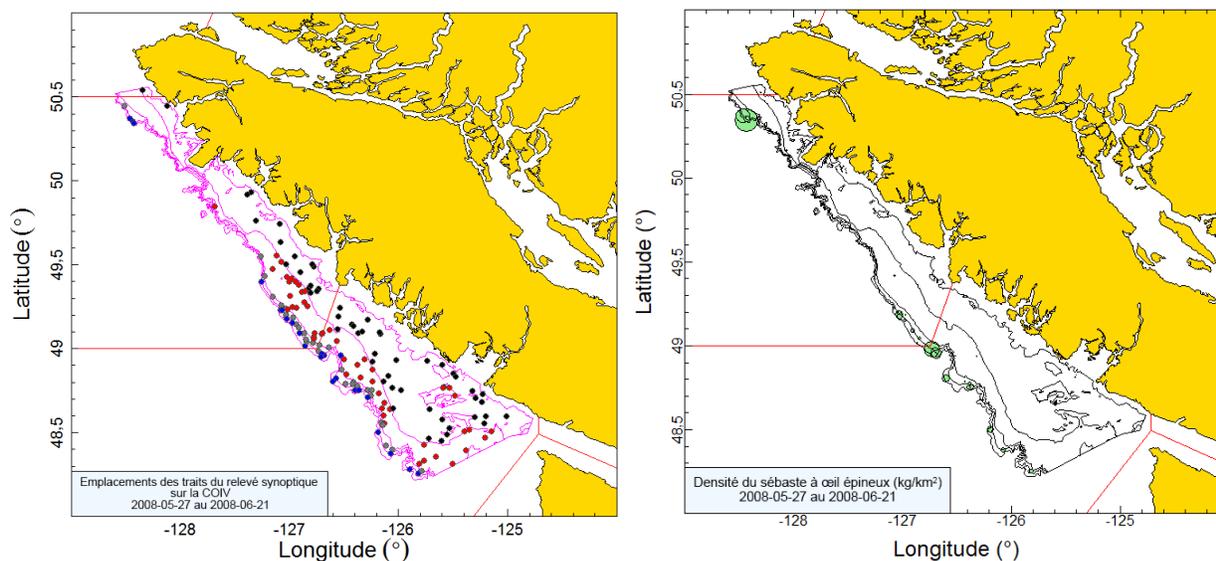


Figure B.22. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2008 mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir la légende de la Figure B.20).

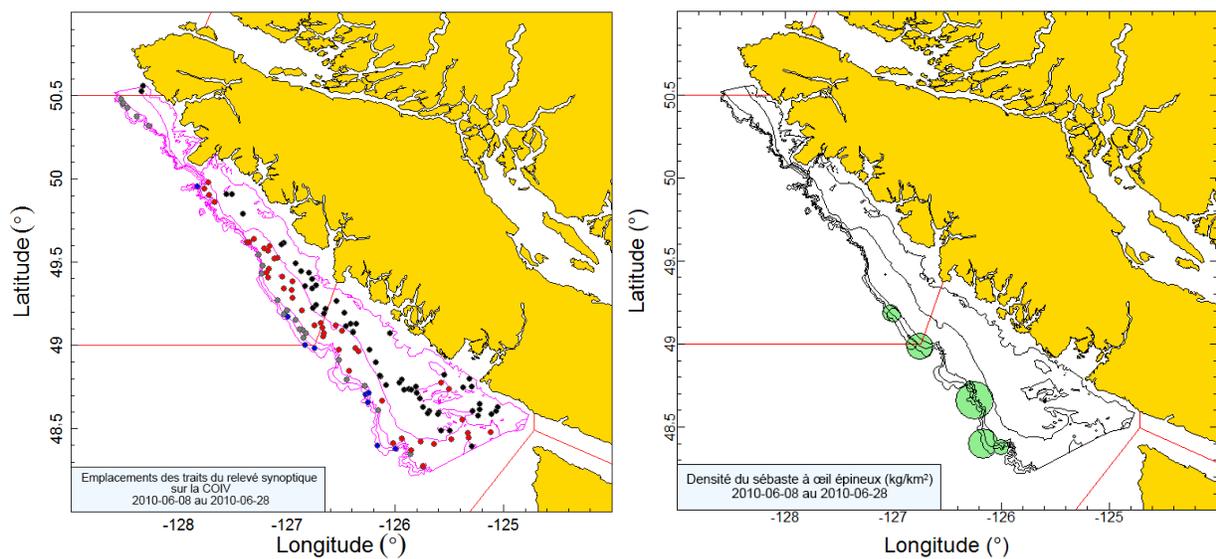


Figure B.23. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2010 mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir la légende de la Figure B.20).

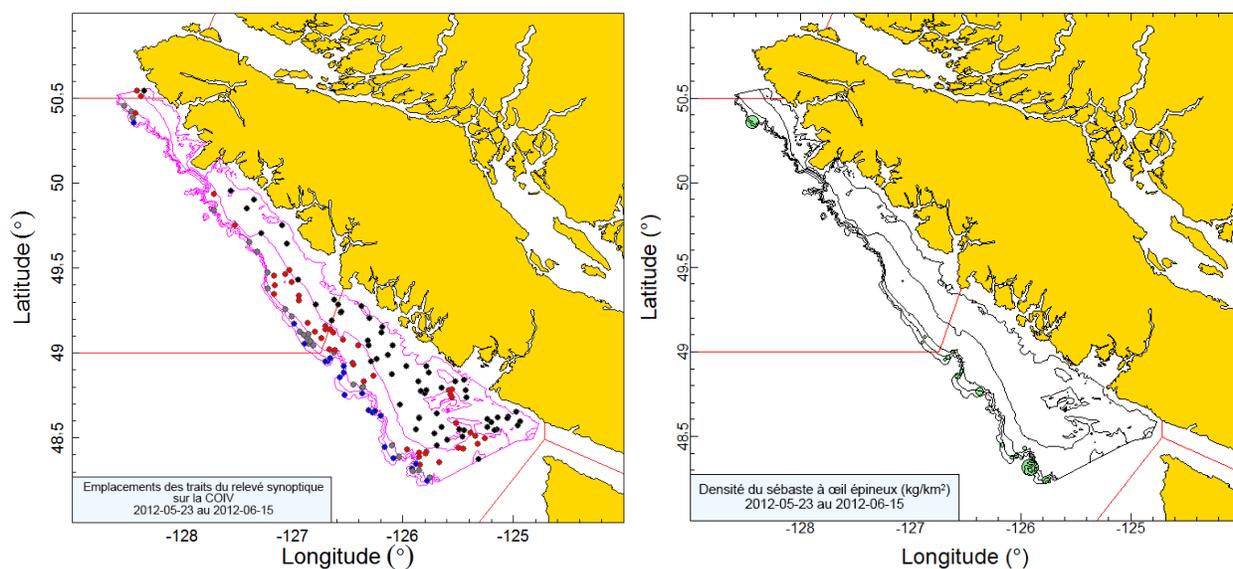


Figure B.24. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2012 mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir la légende de la Figure B.20).

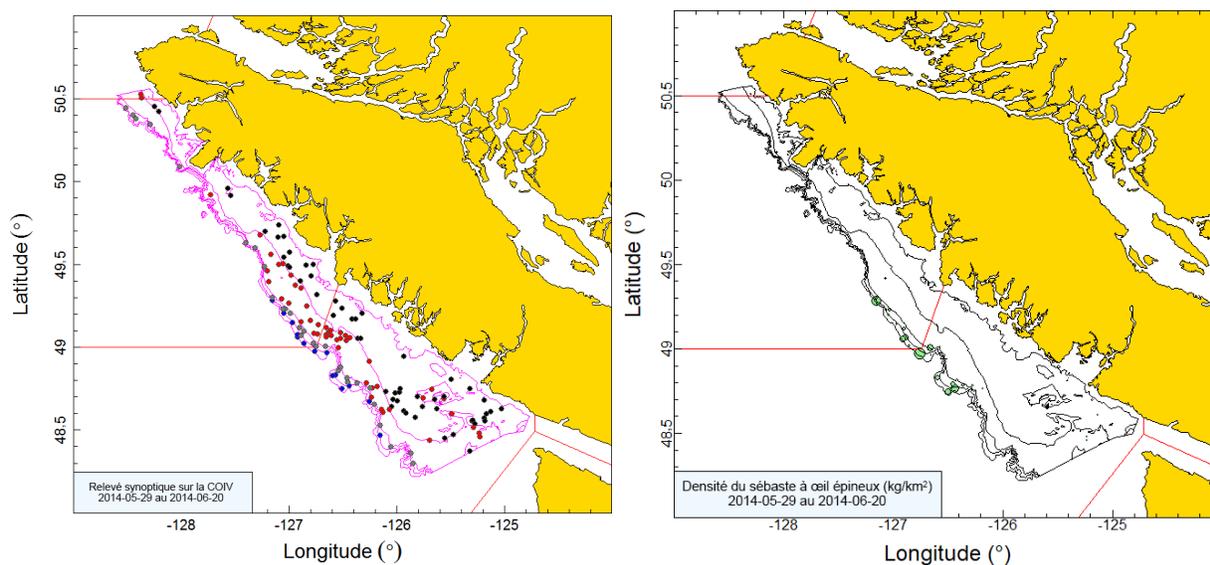


Figure B.25. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2014 mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir la légende de la Figure B.20).

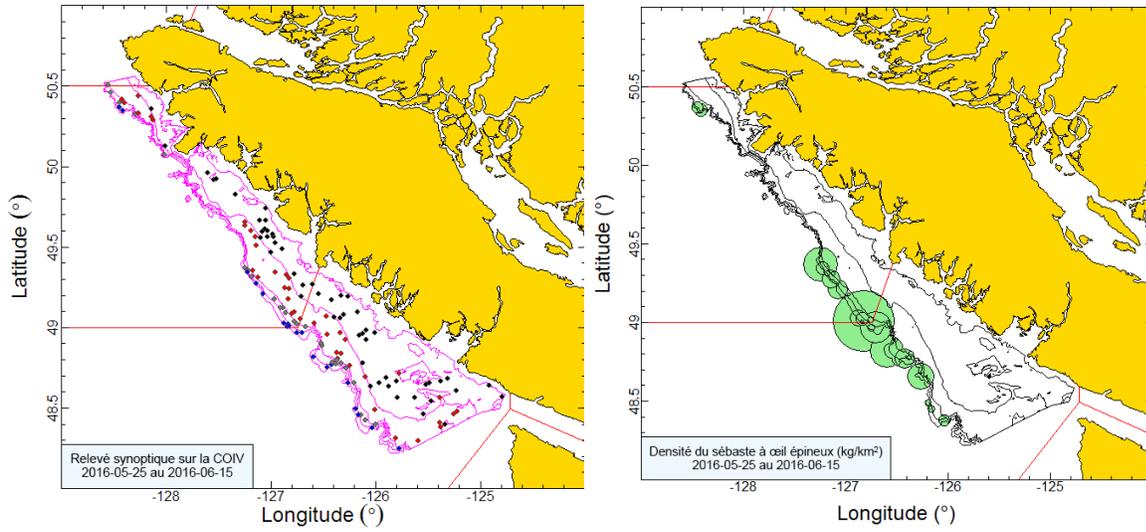


Figure B.26. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2016 mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir la légende Figure B.20).

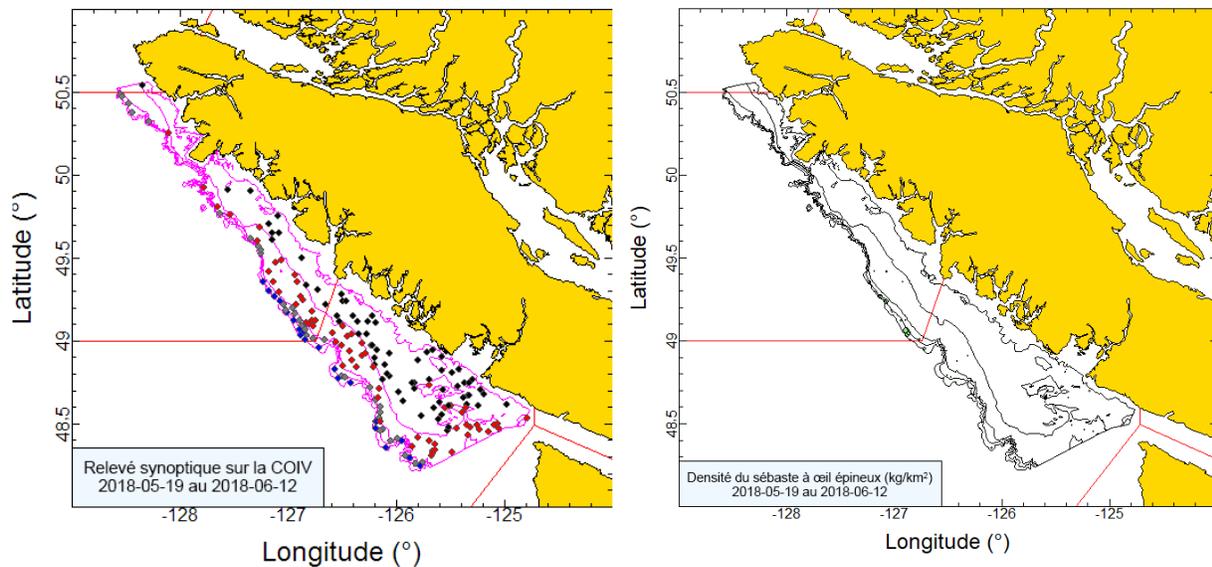


Figure B.27. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2018 mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir la légende de la Figure B.20).

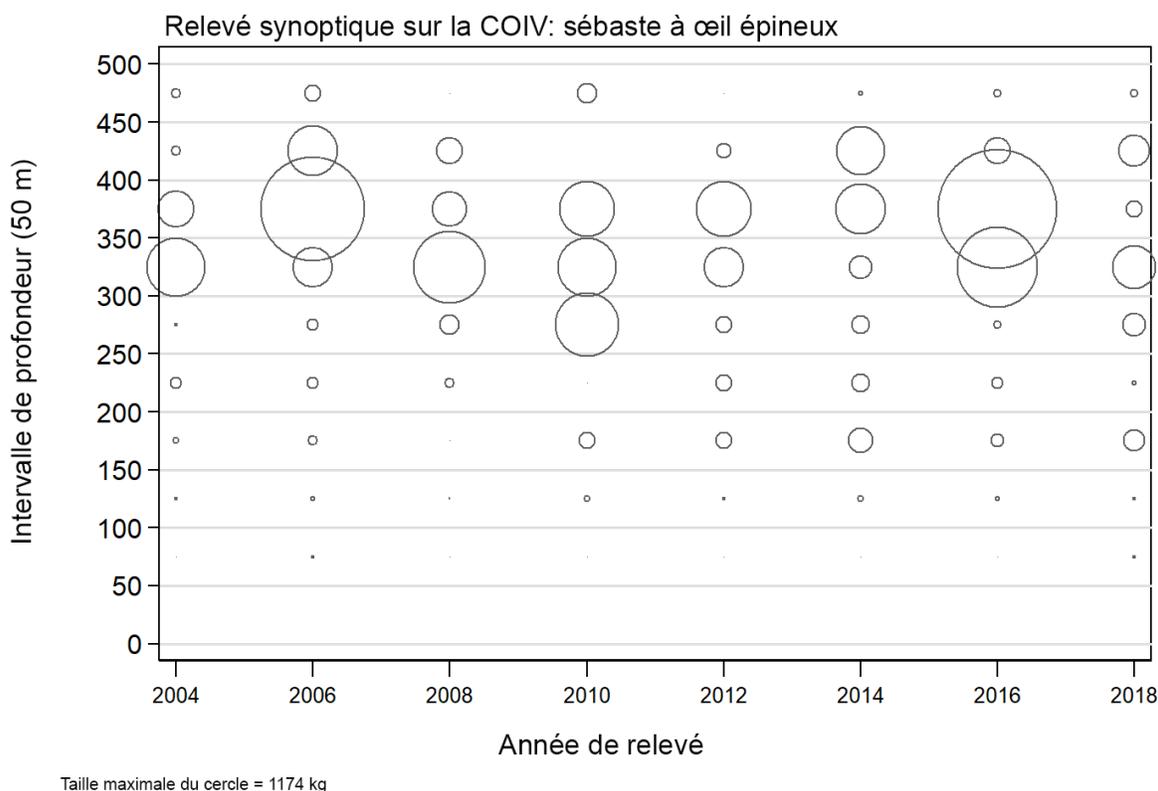


Figure B.23. Distribution des poids observés des individus du complexe, par année de relevé et selon des intervalles de profondeurs de 50 m. Les prises sont représentées au point médian de l'intervalle de profondeur, et la taille des cercles a été ajustée selon la valeur maximale (1 174 kg) observée dans l'intervalle de 350 à 400 m en 2016. Les quantiles 1 et 99 représentant la distribution empirique de la profondeur initiale des traits ciblant le complexe sont de 173 m et de 467 m, respectivement.

B.5.2. Résultats

Les individus du complexe ont été pêchés exclusivement le long du rebord du plateau, depuis les environs de la frontière américaine jusqu'au-dessus de la péninsule Brooks, près de l'extrémité de l'île de Vancouver (figure B.20 à figure B.27). La répartition semblait prédominer dans la moitié inférieure de l'île de Vancouver. Les individus du complexe ont surtout été capturés à de plus grandes profondeurs, entre 265 et 427 m (centiles 5 à 95). Cette espèce a tendance à se trouver à des profondeurs de plus de 300 m, avec des observations jusqu'à 500 m (figure B.28). Les niveaux de la biomasse relative des individus du complexe dans ce relevé au chalut n'étaient pas particulièrement élevés, allant de 130 à 500 t, avec des erreurs relatives modérées à élevées, comprises entre 0,31 et 0,47, sauf en 2018, où une faible estimation de 86 t était associée à un CV = 0,19 (figure B.29; tableau B.11).

La proportion de traits ayant remonté des individus du complexe était faible, mais affiche peu de variation d'une année à l'autre, soit entre 10 % et 21 % pour les huit relevés et avec une valeur moyenne de 19 % (figure B.30). Deux cent vingt-deux des 1 175 traits utilisables (19 %) de ce relevé contenaient des individus du complexe, avec une médiane du poids des prises de 5,7 kg/trait pour les traits positifs et un poids maximal des prises de 621 kg (en 2016) pour les huit relevés.

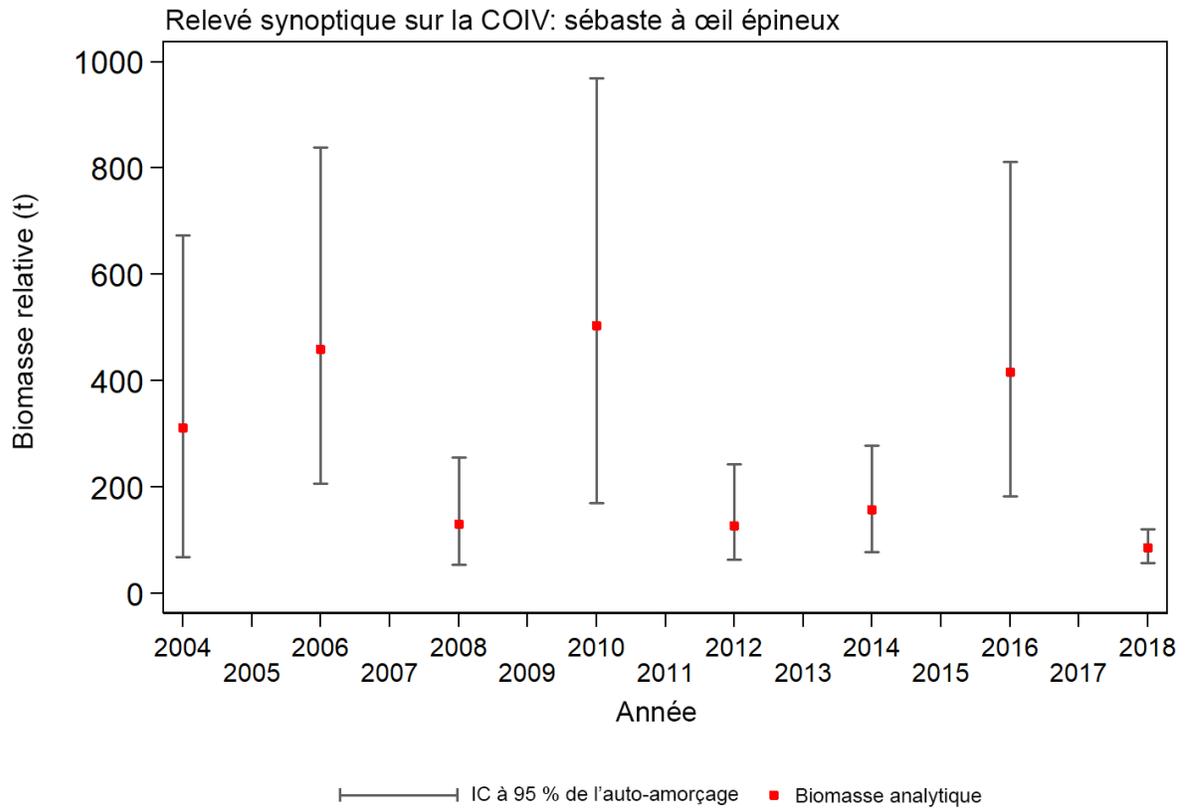


Figure B.24. Graphique des estimations de la biomasse de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires selon le relevé synoptique au chalut mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver de 2004 à 2018 (Tableau B.14). Le graphique présente les intervalles de confiance à 95 % corrigés en fonction de biais, qui sont tirés de 1 000 répétitions menées selon la méthode bootstrap.

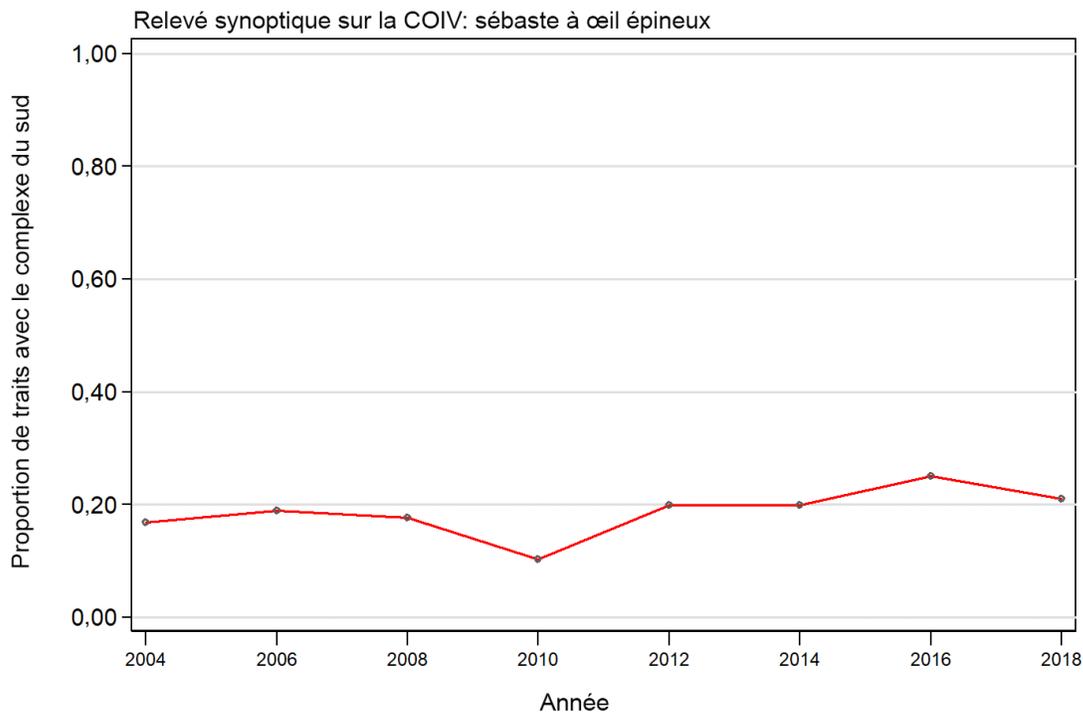


Figure B.25. Proportion de traits comportant de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires bocaccios, par strate et par année, réalisés dans le cadre du relevé synoptique au chalut mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver de 2004 à 2018.

Table B.11. Estimations de la biomasse de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires provenant du relevé synoptique au chalut mené au large de la côte ouest de l'île de Vancouver de 2004 à 2018. Les intervalles de confiance bootstrap avec correction de biais et les CV sont fondés sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement.

Année de relevé	Biomasse (t) (éq. B.4)	Biomasse bootstrap moyenne (t)	Biomasse à la limite inférieure (t)	Biomasse à la limite supérieure (t)	CV bootstrap	CV analytique (éq. B.6)
2004	312	318	68	674	0,470	0,458
2006	460	467	207	839	0,342	0,346
2008	131	131	55	256	0,371	0,370
2010	504	496	171	969	0,400	0,389
2012	128	128	64	243	0,335	0,328
2014	157	159	79	279	0,309	0,307
2016	417	415	184	812	0,377	0,372
2018	86	86	58	122	0,192	0,194

B.6. RELEVÉ SYNOPTIQUE AU CHALUT AU LARGE DE LA CÔTE OUEST DE HAIDA GWAI

B.6.1. Sélection des données

Ce relevé a été effectué à huit reprises pendant la période de 2006 à 2018 au large de la côte ouest de Haida Gwaii. En 2014, le nombre de traits effectués était insuffisant pour qu'on puisse comparer les données recueillies à celles des années de relevé précédentes; les données de 2014 ont donc été omises du tableau B.12. Un relevé antérieur, mené en 1997 et utilisant

également un plan à stratification aléatoire semblable à celui du relevé synoptique actuel, ainsi qu'un filet de chalut Atlantic Western II (Workman *et al.* 1998), a été inclus dans cette série chronologique. Le relevé comprend une seule strate de surface s'étendant d'environ 53° N jusqu'à la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alaska et jusqu'à 133° O, vers l'est (p. ex. Olsen *et al.* 2008). Dans le relevé de 1997 (strates de profondeurs : 180 à 275 m, 275 à 365 m, 365 à 460 m, 460 à 625 m) et celui de 2006 (strates de profondeurs : 150 à 200 m, 200 à 330 m, 330 à 500 m, 500 à 800 m et 800 à 1 300 m), on a modifié la stratification selon les quatre strates de profondeur utilisées à partir de 2007 : 180 à 330 m, 330 à 500 m, 500 à 800 m et 800 à 1 300 m, déterminées en fonction de la moyenne des profondeurs au début et à la fin de chaque trait (tableau B.12). Les traits au sud du 53° de la latitude nord provenant des deux premiers relevés ont été retirés de l'estimation de la biomasse. Les traits valides par année et par strate sont présentés à la figure B.31 (1997), à la figure B.32 (2006), à la figure B.33 (2007), à la figure B.34 (2008), à la figure B.35 (2010), à la figure B.36 (2012), à la figure B.37 (2016) et à la figure B.38 (2018). Il convient de noter que les limites des strates de profondeurs pour ce relevé sont différentes de celles utilisées dans les relevés synoptiques menés dans le bassin de la Reine-Charlotte (Edwards *et al.* 2012) et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (Edwards *et al.* 2014) parce que la topographie du fond marin est considérablement différente. La strate la plus profonde (800-1 300 m) a été omise dans la présente analyse en raison de l'absence de couverture en 2007.

Tableau B.12. Désignation des strates, nom du navire utilisé et nombre de traits utilisables et inutilisables pour chaque année où l'ensemble des activités du relevé synoptique ont été menées au large de la côte ouest de Haida Gwaii. Les dates des premier et dernier traits de chaque année de relevé sont également indiquées.

Année de relevé	Navire	Strate de profondeurs				Nombre total de traits ¹	Traits non utilisables	Date du premier trait	Date du dernier trait
		180 à 330 m	330 à 500 m	500 à 800 m	800 à 1 300 m				
1997	<i>Ocean Selector</i>	39	57	6	0	90	5	07-sep-97	21-sep-97
2006	<i>Viking Storm</i>	55	26	16	13	97	13 ²	30-août-06	22-sep-06
2007	<i>Nemesis</i>	68	34	9	0	111	5	14-sep-07	12-oct-07
2008	<i>Frosti</i>	71	31	8	8	110	9	28-août-08	18-sep-08
2010	<i>Viking Storm</i>	82	29	12	6	123	2	28-août-10	16-sep-10
2012	<i>Nordic Pearl</i>	75	29	10	16	114	11	27-août-12	16-sep-12
2016	<i>Frosti</i>	69	28	5	10	101	8	28-août-16	24-sep-16
2018	<i>Nordic Pearl</i>	67	31	10	11	108	11	05-sep-18	20-sep-18
Area (km ²)		1104	1024	956	2248	5,332 ³	–	–	–

¹ Codes d'utilisabilité dans la base de données GFBio = 0, 1, 2, 6 et omission de la strate de 800 à 1 300 m

² Exclusion de deux traits au sud de 53° de latitude N; ³ Superficie totale en 2018 (km²)

Tableau B.13. Nombre de traits valides avec mesures de l'écartement des panneaux, valeurs moyennes de l'écartement des panneaux (en mètres) de ces traits pour chaque année de relevé et nombre de traits valides sans mesure de l'écartement des panneaux.

Année	Traits avec mesure d'écartement	Traits sans mesure d'écartement	Écartement moyen des panneaux (m)
1997	107	0	61,6
2006	93	30	77,7
2007	113	3	68,5
2008	123	4	80,7
2010	129	2	79,1
2012	92	49	73,8
2016	105	15	74,1
2018	130	0	67,0
Total/moyenne	892	103	73,1 ¹

¹ Moyenne de 2006 à 2018 : toutes les observations

Une valeur de la densité de l'écartement des panneaux (Éq. B.3) a été calculée pour chaque trait à partir des prises de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires, de l'écartement moyen des panneaux pour ce trait et de la distance parcourue. Le champ de la distance parcourue [distance travelled] est un champ de la base de données; les valeurs sont calculées directement à partir de la trajectoire d'un trait.

Ce champ est utilisé de préférence pour la variable D_{yij} dans l'Éq. B.3. On utilisait une valeur calculée ([vessel speed] X [tow duration]) pour cette variable si la valeur du champ [distance travelled] était manquante, mais on n'a jamais utilisé cette valeur calculée pour les huit années du relevé au chalut. On a utilisé l'écartement moyen des panneaux pour une année de relevé (103 valeurs pour toutes les années, Tableau B.13) afin de remplir le champ [doorspread] lorsque la valeur de l'écartement était manquante.

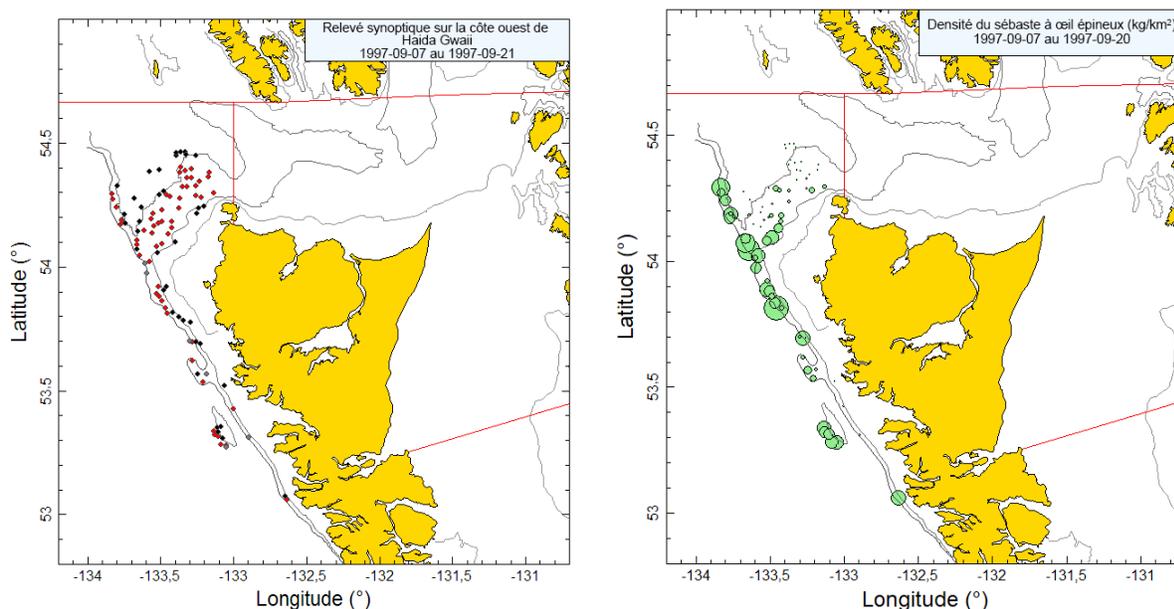


Figure B.26. Emplacements des traits valides par strate (noir : 180 à 330 m; rouge : 330 à 500 m; gris : 500 à 800 m; bleu : 800 à 1 300 m) et représentations de la densité pour le relevé synoptique mené à bord de l'Océan Selector en 1997. Dans la représentation de la densité de droite, la taille des cercles a été ajustée pour toutes les années (2006 à 2018); le plus grand cercle (47 497 kg/km²) datait de 2012. Les lignes rouges indiquent les limites des zones principales 5E et 5D de la Commission des pêches maritimes du Pacifique.

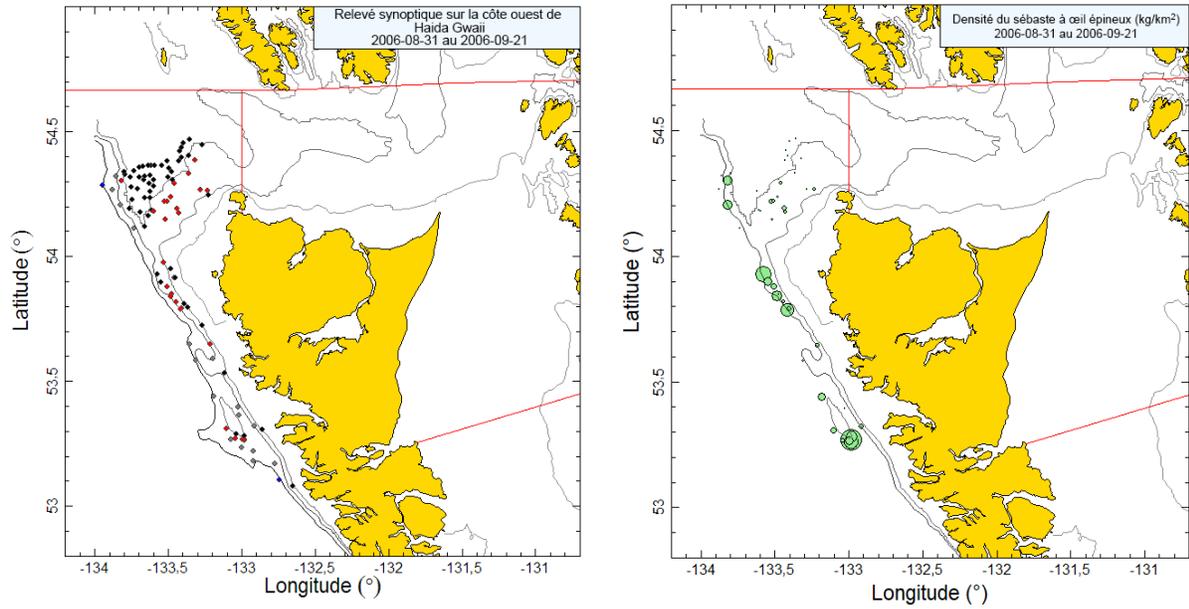


Figure B.27. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2006 mené à bord du Viking Storm (voir la légende de la figure B.31).

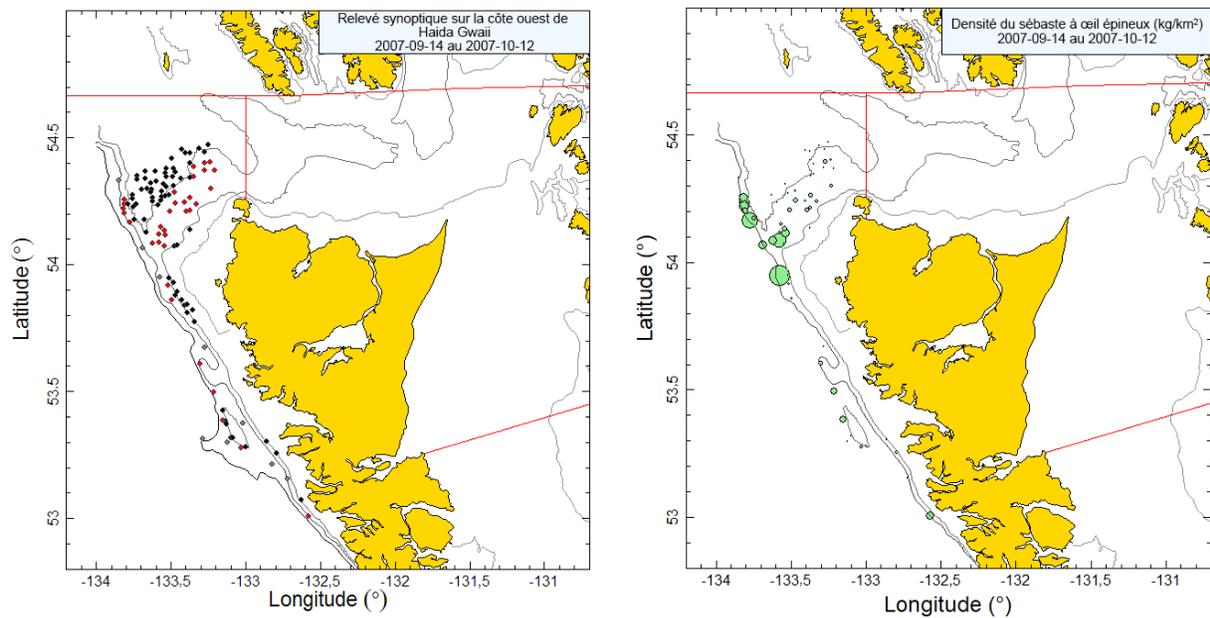


Figure B.28. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2007 mené à bord du Nemesis (voir la légende de la figure B.31).

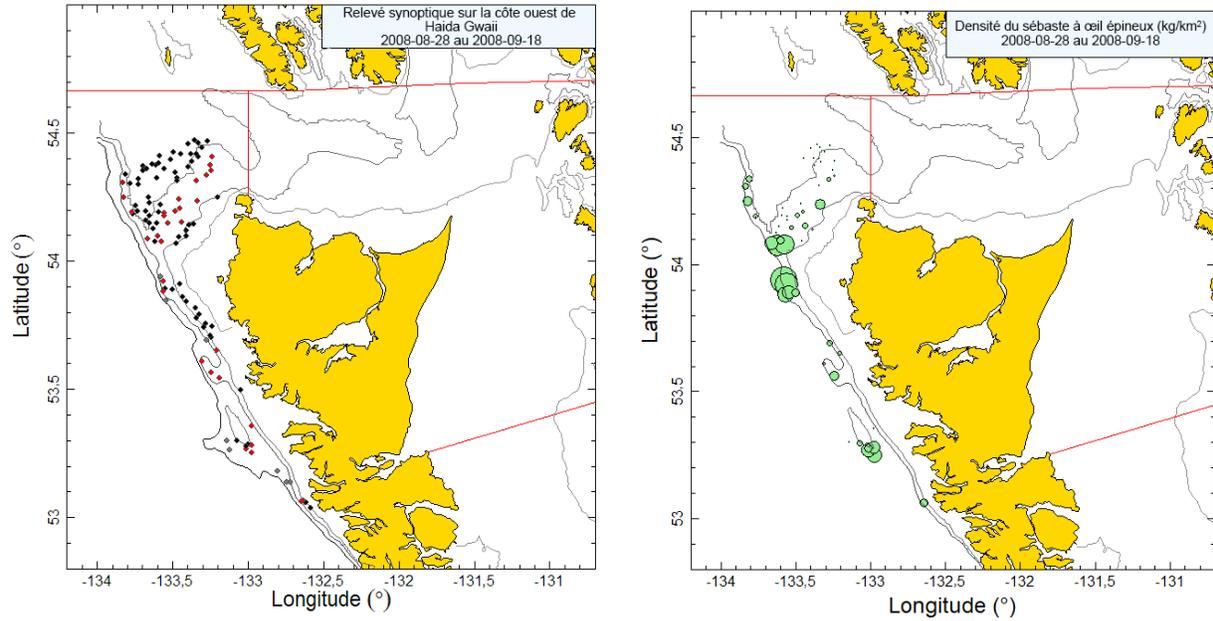


Figure B.29. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2008 effectué à l'aide du Frosti (voir la légende de la Figure B.31).

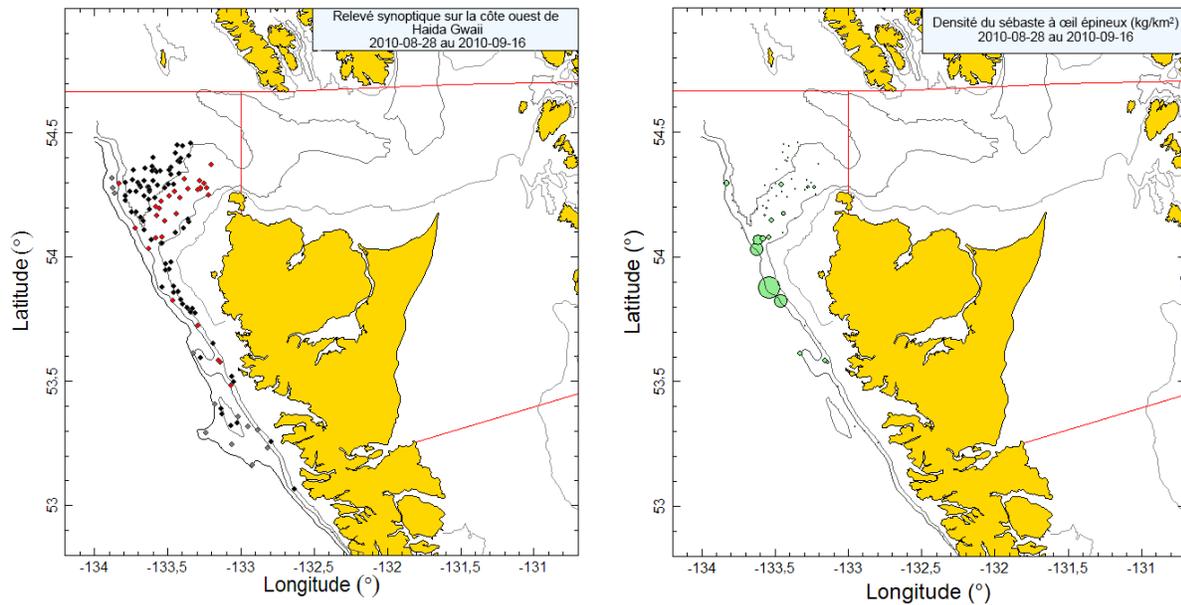


Figure B.30. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2010 effectué à l'aide du Vicking Storm (voir la légende de la Figure B.31).

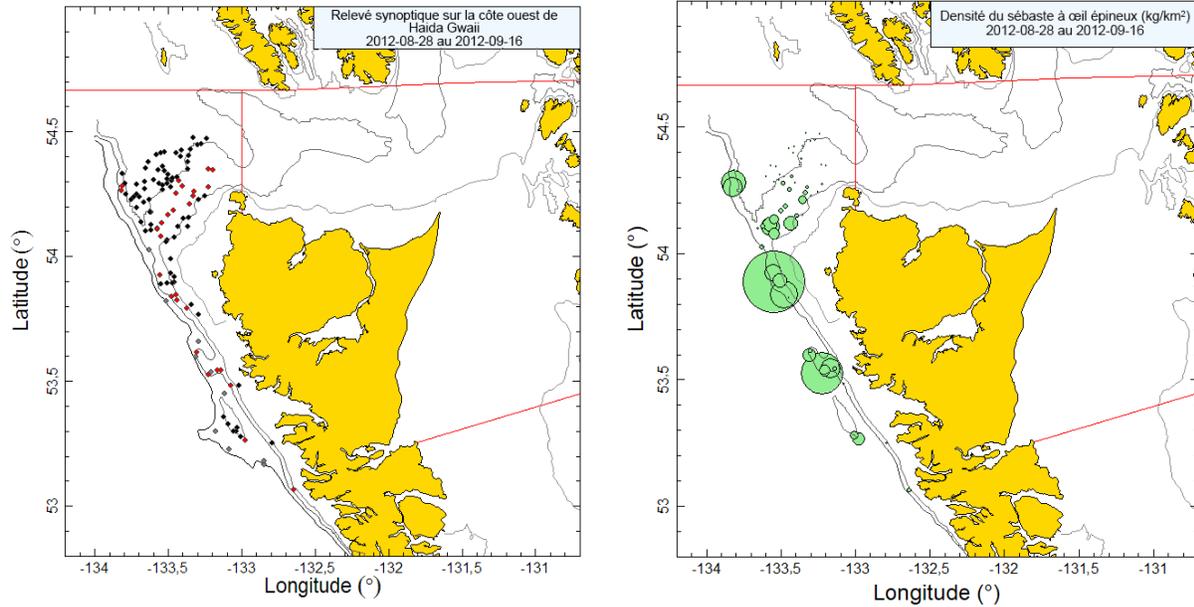


Figure B.31. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2012 effectué à l'aide du Nordic Pearl (voir la légende de la Figure B.31).

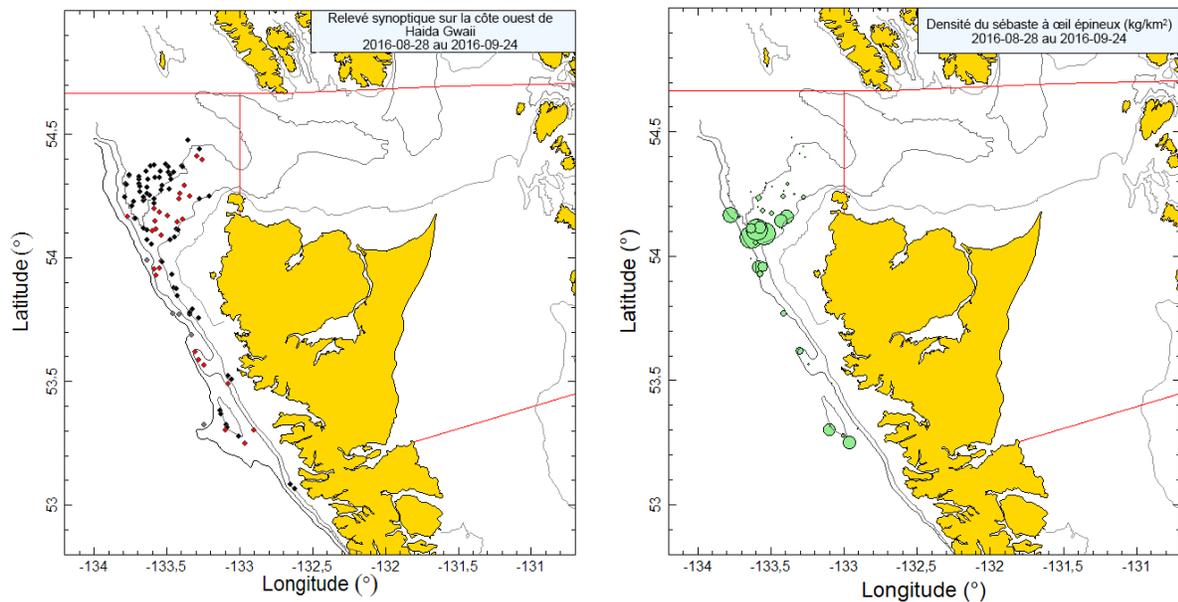


Figure B.32. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2016 effectué à l'aide du Frosti (voir la légende de la Figure B.31).

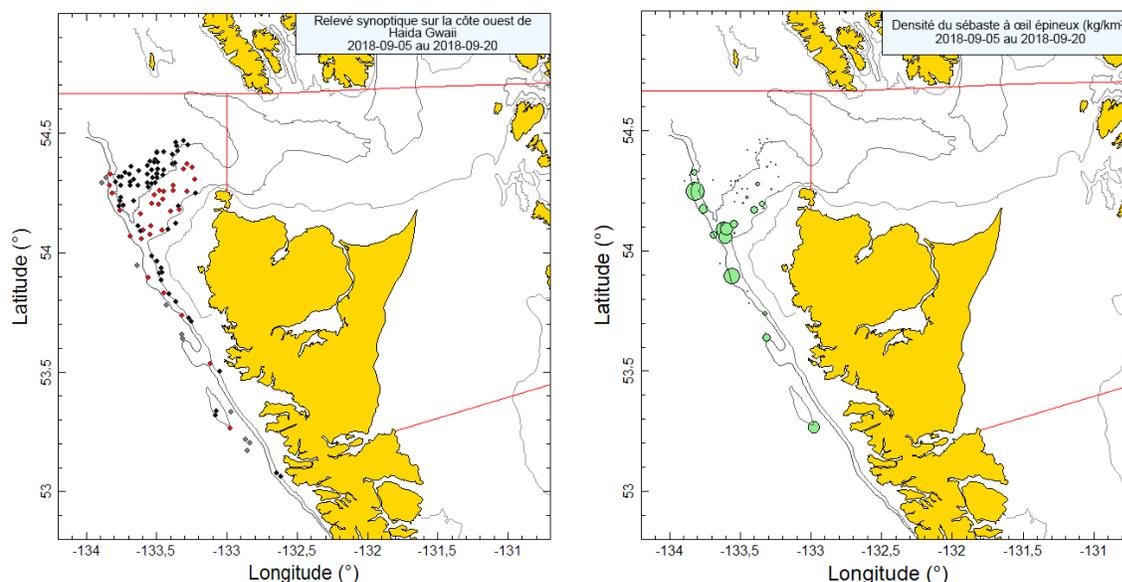


Figure B.33. Emplacements des traits et représentations de la densité pour le relevé synoptique de 2018 effectué à l'aide du Nordic Pearl (voir la légende de la Figure B.31).

B.6.2. Résultats

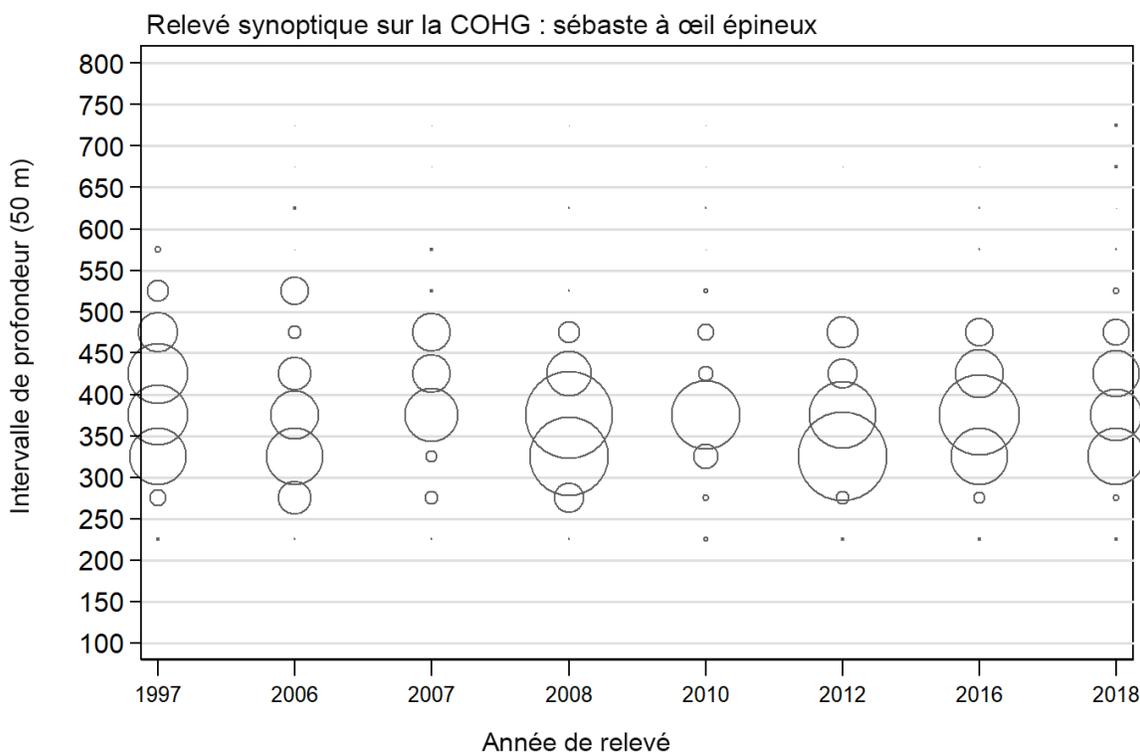
Pour toutes les années de relevé utilisables, des individus du complexe ont été pêchés le long du rebord du plateau au large de la côte ouest de l'île Graham, jusqu'à 53° N, soit le point le plus au sud de ce relevé, et dans la partie ouest de l'entrée Dixon (figure B.31 à figure B.38). Les prises ont surtout été effectuées à des profondeurs de 303 à 472 m (quantiles 5 à 95 de la profondeur initiale du trait); 50 % des observations ont été réalisées à des profondeurs comprises entre 338 et 400 m (quantiles de 25 à 75 %; figure B.39). On a observé 75 individus du complexe à plus de 500 m de profondeur, dans des traits de relevé valides, répartis sur les huit années de relevé.

La proportion des traits contenant des individus du complexe fluctuait autour de 50 %, sans tendance, allant de 46 à 78 % des traits pour les huit années de relevé, avec une moyenne globale de 54 % (469 traits sur 868) [figure B.41]. La médiane du poids des prises du complexe pour les traits positifs était de 23,3 kg/trait et le poids maximal des prises pour les huit relevés était de 6 189 kg, en 2018.

Les niveaux estimés de la biomasse du complexe à partir de ces relevés au chalut sont raisonnablement élevés et n'affichent aucune tendance globale (allant de 1 100 t en 2010 à 5 500 t en 2008) [figure B.40; tableau B.14]. Les erreurs relatives estimées pour ces relevés sont variables et souvent importantes, comprises entre 0,19 en 1997 et 0,47 en 2006 (tableau B.14).

Tableau B.14. Estimations de la biomasse de Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires tirées des sept années du relevé mené au large de la côte ouest de Haida Gwaii, qui ont été utilisées dans l'évaluation du stock. Les intervalles de confiance bootstrap avec correction du biais et les CV sont fondés sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement.

Année de relevé	Biomasse (t) (Éq. B.4)	Biomasse bootstrap moyenne (t)	Biomasse à la limite inférieure (t)	Biomasse à la limite supérieure (t)	CV bootstrap	CV analytique (Éq. B.6)
1997	4,372	4 378	2,889	6,205	0,193	0,195
2006	2 702	2 691	1 554	4 524	0,265	0,272
2007	3 560	3 587	1 379	7 526	0,474	0,469
2008	5 477	5 420	2 271	12 361	0,463	0,466
2010	1 128	1 115	546	1 976	0,328	0,343
2012	3 663	3 672	1 877	6 366	0,307	0,309
2016	3 857	3 852	2,254	5 842	0,245	0,250
2018	2 772	2 769	1,459	4 647	0,289	0,276



Taille maximale du cercle = 9708 kg

Figure B.34. Distribution des prises de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires (en kilogrammes) observées par année de relevé et selon des intervalles de profondeurs de 40 m. Les prises sont représentées au point médian de l'intervalle de profondeur, et la taille des cercles a été ajustée selon la valeur maximale de 60 kg observée dans l'intervalle de 200 à 240 m en 2018. Les profondeurs minimale et maximale auxquelles des bocaccios ont été observés sont 195 m et 451 m, respectivement

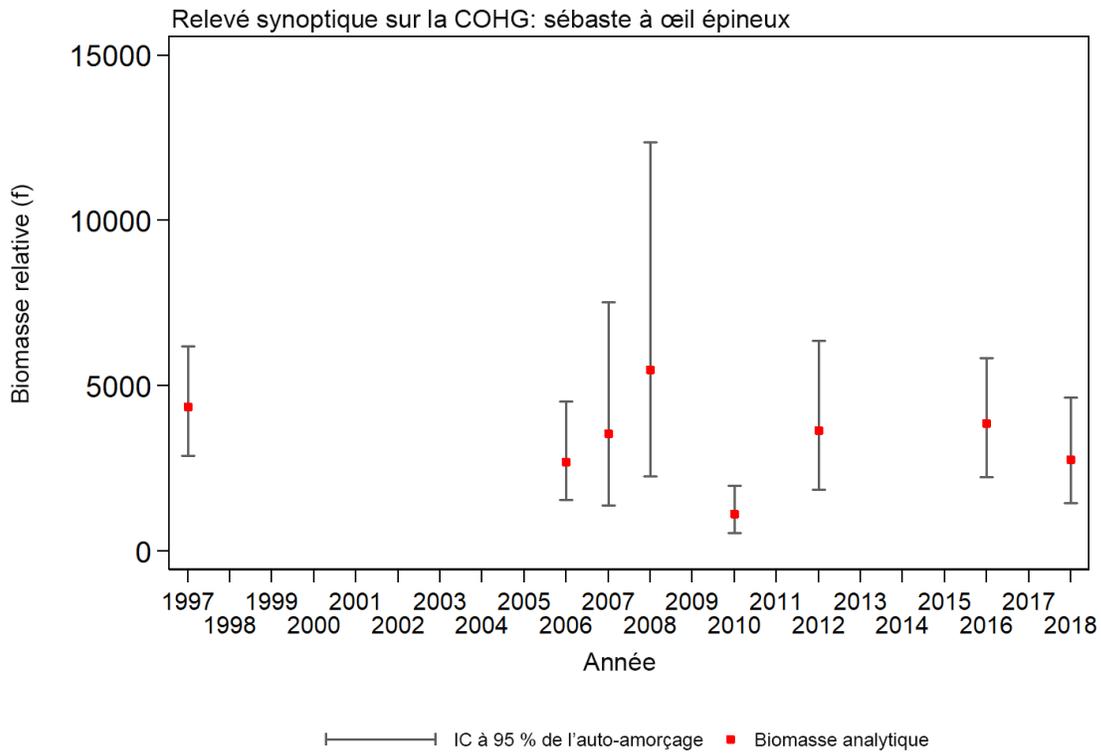


Figure B.35. Estimations de la biomasse de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires d'après le relevé synoptique mené au large de la côte ouest de Haida Gwaii de 2006 à 2018 (Tableau B.14). Le graphique présente les intervalles de confiance à 95 % corrigés en fonction de biais, qui sont tirés de 1 000 répétitions menées selon la méthode bootstrap

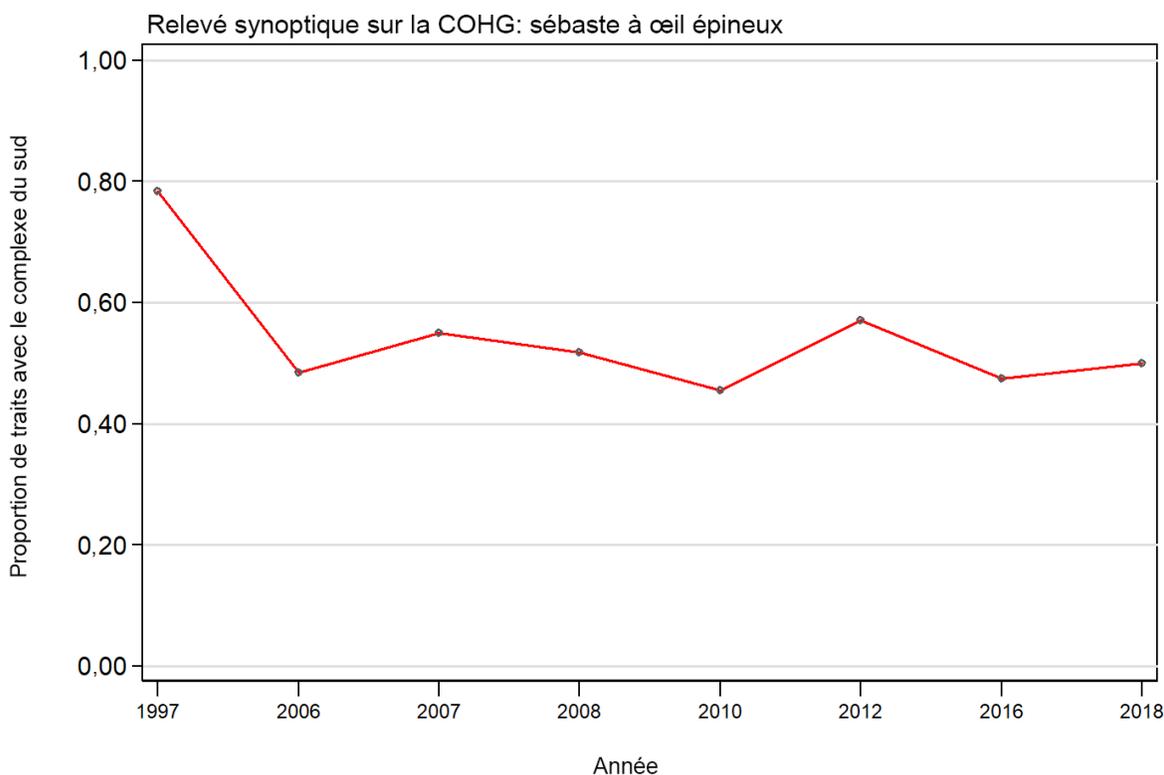


Figure B.36. Proportion de traits qui contiennent des bocaccios par année pour sept années du relevé synoptique mené au large de la côte ouest de Haida Gwaii.

B.7. RÉFÉRENCES – RELEVÉS

- DFO. 2015. [Proceedings of the Pacific regional peer review on Stock assessment for Yellowtail Rockfish \(*Sebastes flavidus*\) in British Columbia; November 18-19, 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2015/020.
- Edwards, A.M., Haigh, R. and Starr, P.J. 2014. [Pacific Ocean Perch \(*Sebastes alutus*\) stock assessment for the west coast of Vancouver Island, British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/093. vi + 135 pp.
- Edwards, A.M., Starr, P.J. and Haigh, R. 2012. [Stock assessment for Pacific ocean perch \(*Sebastes alutus*\) in Queen Charlotte Sound, British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/111. viii + 172 pp.
- Efron, B. 1982. [The Jackknife, the Bootstrap and Other Resampling Plans](#). No. 38 in CBMS-NSF Regional Conference Series in Applied Mathematics. Society for Industrial and Applied Mathematics.
- Olsen, N., Rutherford, K.L. and Stanley, R.D. 2008. [West Coast Queen Charlotte Islands groundfish bottom trawl survey, August 25th to September 21st, 2008](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2858: vii + 50 pp.
- Starr, P. J. et Haigh, R. 2022. Évaluation du stock de bocaccios (*Sebastes paucispinis*) de la Colombie-Britannique en 2019 et lignes directrices relatives à l'élaboration de plans de rétablissement. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/001. vii + 324 p.

Workman, G.D., Olsen, N. and Kronlund, A.R. 1998. [Results from a bottom trawl survey of rockfish stocks off the west coast of the Queen Charlotte Islands, September 5 to 23, 1997.](#) Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2457: viii + 86 p.

ANNEXE C. CPUE DANS LA PÊCHE COMMERCIALE AU CHALUT

C.1. INTRODUCTION

On a utilisé les données sur les prises commerciales et l'effort connexe pour produire des indices d'abondance selon différentes méthodes. On a calculé les indices les plus simples à partir de la moyenne arithmétique ou géométrique des prises, puis on les a divisés par une mesure appropriée de l'effort de pêche, soit les captures par unité d'effort (CPUE). Par contre, ces indices n'ont pas permis d'ajustements pour tenir compte des changements relatifs aux pratiques de pêche ou à d'autres facteurs non liés à l'abondance qui peuvent influencer les taux de prise. On a donc élaboré des méthodes visant à standardiser les changements touchant la configuration des navires, le moment ou l'emplacement des prises, et d'autres effets possibles afin d'éliminer les biais possibles concernant les CPUE qui pourraient être dus à ces changements. Dans ces modèles, l'abondance est représentée comme un « effet lié à une année », et la variable dépendante correspond soit aux CPUE calculées de façon explicite, représentées comme les prises divisées par l'effort, soit aux CPUE implicites, représentées comme les prises par trait ou par enregistrement. Dans le dernier cas, des valeurs d'effort supplémentaires peuvent être proposées comme variables indépendantes, ce qui permet au modèle de sélectionner la valeur d'effort offrant le plus grand pouvoir explicatif. Il est toujours préférable de standardiser en fonction du plus grand nombre de facteurs possible lorsqu'on utilise les CPUE comme indicateur de l'abondance. Malheureusement, il n'est souvent pas possible de tenir compte des facteurs susceptibles d'influencer le comportement des pêcheurs, en particulier les facteurs économiques, ce qui donne des indices qui ne reflètent pas toujours entièrement l'abondance du stock sous-jacent.

La présente annexe fait état des analyses des CPUE standardisées pour deux stocks de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires (complexe), un dans le nord (zone 5DE de la CPMP) et un dans le sud (zone 3CD5AB de la CPMP), qui ont par la suite été utilisées dans les évaluations de ces stocks fondées sur les mêmes définitions spatiales.

C.2. MÉTHODES

C.2.1. CPUE arithmétiques et non standardisées

Les indices des CPUE arithmétiques et non standardisées fournissent des mesures possibles de l'abondance relative, mais ils sont généralement considérés comme peu fiables parce qu'ils ne tiennent pas compte des changements relatifs à la pêche, y compris les changements spatiaux et temporels, ni des changements comportementaux et liés aux engins. Ils sont souvent calculés parce qu'ils donnent une mesure de l'effet global de la procédure de standardisation.

On a calculé es CPUE arithmétiques (Éq. C.1) de l'année y comme le total des prises de l'année divisé par l'effort total de l'année, selon l'Éq. C.1 :

$$\text{Éq. C.1} \quad A_y = \frac{\sum_{i=1}^{n_y} C_{i,y}}{\sum_{i=1}^{n_y} E_{i,y}}$$

où $C_{i,y}$ représente les captures (champ [catch]), $E_{i,y}$ représente les traits (champ [tows]) ou le nombre d'heures de pêche (champ [hours_fished]) pour l'enregistrement i et l'année y , et n_y représente le nombre d'enregistrements pendant l'année y .

Pour les CPUE non standardisées (géométriques), une distribution des erreurs log-normales est présumée. Un indice non standardisé des CPUE (Éq. C.2) de l'année y a été calculé comme

étant la moyenne géométrique du rapport entre les prises et l'effort de pêche pour chaque enregistrement i de l'année y , selon l'Éq. C.2 :

$$\text{Éq. C.2} \quad G_y = \exp \left[\frac{1}{n_y} \sum_{i=1}^{n_y} \ln \left(\frac{C_{i,y}}{E_{i,y}} \right) \right]$$

où $C_{i,y}$, $E_{i,y}$ et n_y sont définis comme dans l'Éq. C.1

C.2.2. CPUE standardisées

On préfère ces modèles aux modèles non standardisés décrits précédemment parce qu'ils peuvent rendre compte des changements relatifs aux comportements de pêche et d'autres facteurs qui peuvent influencer la tendance de l'abondance estimée, à condition que les données adéquates soient entrées dans les modèles. Dans les modèles décrits ci-après, on utilise les prises par enregistrement comme une variable dépendante et l'effort connexe comme une variable indépendante.

C.2.2.1. Modèle log-normal

Pour les CPUE standardisées, une distribution log-normale des erreurs est souvent présumée; les variables indépendantes servent à représenter les changements relatifs à la pêche. Un indice des CPUE standardisées (Éq. C.3) est calculé par l'entremise d'un modèle linéaire généralisé (Quinn et Deriso 1999) à l'aide d'une série de variables indépendantes, y compris l'année (champ [year]), le mois (champ [month]), la profondeur (champ [depth]), le navire (champ [vessel]) et d'autres facteurs disponibles :

$$\text{Éq. C.3} \quad \ln(I_i) = B + Y_{y_i} + \alpha_{a_i} + \beta_{b_i} + \dots + f(\chi_i) + f(\delta_i) + \dots + \varepsilon_i$$

où $I_i = C_i$ ou prises;

B = ordonnée à l'origine;

Y_{y_i} = coefficient annuel pour l'année correspondant à l'enregistrement i ;

α_{a_i} et β_{b_i} = coefficients liés aux variables factorielles a et b correspondant à l'enregistrement i ;

$f(\chi_i)$ et $f(\delta_i)$ = fonctions polynomiales (troisième ordre) des variables continues χ_i et δ_i correspondant à l'enregistrement i ;

ε_i = variable d'erreur

Le nombre réel de variables indépendantes factorielles et continues dans chaque modèle dépend des critères de sélection du modèle et de la nature des données. Étant donné que chaque enregistrement représente un seul trait, $C_{i,y}$ est associé à l'effort connexe implicite d'un trait. Le nombre d'heures de pêche de ce trait est représenté du côté droit de l'équation sous la forme d'une variable continue (polynomiale).

Il convient de noter que le calcul des CPUE standardisées à l'aide de l'Éq. C.3, si on présume que la distribution est log-normale et qu'il n'y a aucune variable indépendante supplémentaire, correspond à l'utilisation de l'Éq. C.2, tant que la définition de $E_{i,y}$ demeure la même.

On a calculé des coefficients canoniques et des erreurs-types pour chaque variable catégorielle (Francis 1999⁸). Dans les analyses standardisées, on fixe généralement l'un des coefficients à 1,0, sans variable d'erreur, et on estime les coefficients restants et l'erreur connexe par rapport au coefficient fixé. Cette méthode est nécessaire en raison de la confusion des paramètres. La méthode de Francis (1999⁸) consiste à rééchelonner tous les coefficients de sorte que leur moyenne géométrique soit égale à 1,0, et à calculer une erreur-type pour chaque coefficient, y compris le coefficient fixé.

Les tracés coefficient-distribution-influence (CDI) sont des outils visuels qui facilitent la compréhension de tendances qui peuvent exister lors de la combinaison des valeurs de coefficients, des changements concernant la distribution et de l'influence annuelle (Bentley *et al.* 2012). On a utilisé ces tracés pour illustrer chaque variable indépendante ajoutée au modèle.

C.2.2.2. Modèle logit binomial

La procédure décrite par l'Éq. C.3 est nécessairement limitée aux observations de prises positives dans l'ensemble de données puisque le logarithme de zéro n'est pas défini. On a modélisé les observations avec des prises nulles en ajustant un modèle de régression logit fondé sur une distribution binomiale et en utilisant la présence ou l'absence du bocaccio comme variable dépendante (où $\ln(I_i)$ est remplacé par 1 dans l'Éq. C.3 si une prise est enregistrée et par 0 si aucune prise n'est réalisée), et le même ensemble de données. Les facteurs déterminants sont estimés dans le modèle, comme dans l'Éq. C.3. Un tel modèle produit une autre série de coefficients standardisés concernant les changements annuels relatifs, qui est analogue à la série estimée à partir de la régression log-normale.

C.2.2.3. Modèle combiné

Grâce à la distribution delta, qui permet des observations positives et nulles (Fletcher *et al.* 2005), on peut estimer un modèle combiné (parfois appelé modèle d'obstacles), qui intègre les deux ensembles d'estimations de changements annuels relatifs au moyen des modèles log-normal et binomial. Un tel modèle fournit un indice unique de l'abondance qui intègre les signaux des séries positive (log-normale) et binomiale.

Pour cette approche, on utilise l'équation suivante pour calculer un indice fondé sur les deux indices contributifs, après la standardisation de chaque série à une moyenne géométrique de 1,0 :

$$\text{Éq. C.4} \quad {}^cY_y = {}^LY_y {}^BY_y$$

où cY_y = indice combiné pour l'année \mathcal{Y}
 LY_y = indice log-normal pour l'année \mathcal{Y}
 BY_y = indice binomial pour l'année \mathcal{Y}

Selon Francis (2001), l'utilisation d'une procédure bootstrap est la méthode appropriée pour estimer la variabilité de l'indice combiné. On a donc estimé les limites de confiance du modèle combiné à l'aide d'une procédure bootstrap fondée sur 100 tirages avec remplacement.

⁸ Francis, R.I.C.C. 1999. [The impact of correlations on standardised CPUE indices](#). N.Z. Fish. Ass. Res. Doc. 99/42: 30 pp. (Rapport non publié conservé à la bibliothèque de l'NIWA, Wellington, NZ)

Les graphiques des séries d'indices ci-après présentent les valeurs normalisées, c'est-à-dire que chaque série est divisée par sa moyenne géométrique, de sorte qu'elle soit centrée sur 1. De cette façon, il est plus facile de comparer les séries.

C.3. SÉPARATION DES STOCKS DU COMPLEXE DU NORD ET DU SUD

À l'heure actuelle, il n'est pas possible de distinguer visuellement le sébaste à taches noires du sébaste à œil épineux avec précision; il faut plutôt un échantillonnage génétique (ADN) pour déterminer l'espèce. Un tel échantillonnage est effectué dans les eaux de la Colombie-Britannique depuis 2010 dans le cadre de relevés de recherche et depuis 2012 dans la pêche commerciale, mais avec des stratégies d'échantillonnage inconnues. Il n'est donc pas possible d'évaluer la représentativité des données disponibles. De plus, aucun échantillonnage n'a eu lieu avant 2010, ce qui signifie qu'il ne sera pas facile de déterminer la répartition historique de ces deux espèces. Des procédures mathématiques peuvent être appliquées à cette tâche (p. ex. Creamer 2016), mais elles exigent une vaste couverture des données, tant spatiale que temporelle, et devraient être validées avant que l'on puisse les utiliser dans une évaluation des stocks. Comme première approximation, le mandat a choisi de définir la séparation des espèces en désignant toutes les prises du complexe⁹ de la côte ouest de Haida Gwaii (zone 5E de la CPMP) et de l'entrée Dixon (zone 5D de la CPMP) comme « complexe du nord ». Les prises du complexe dans les zones 3C à 5B de la CPMP (voir les emplacements cartographiques de ces zones à la figure A.1 en annexe) sont désignées comme étant le « complexe du sud ». La petite quantité de prises du complexe dans la zone 5C de la CPMP a été omise dans la présente analyse en raison de l'hypothèse selon laquelle cette zone représentait un niveau élevé d'hybridation. La justification de cette séparation spatiale des données génétiques disponibles est fournie à la section D.3 de l'annexe D.3.

C.4. INSPECTION PRÉLIMINAIRE DES DONNÉES

Les analyses décrites dans la présente annexe sont fondées sur les données relatives aux prises totales trait par trait (débarquements et rejets), recueillies de 1996 à 2018, période lors de laquelle des données précises sur l'emplacement de chaque trait étaient disponibles. Chaque trait est associé à une estimation des prises conservées et rejetées en raison de la présence d'un observateur à bord des navires. Ces données sont conservées dans les bases de données PacHarvTrawl (PacHarvest) et GFFOS du MPO (Pêches et Océans Canada, Région du Pacifique, Unité des données sur le poisson de fond).

C.4.1. Complexe du nord – Chalut de fond dans les zones 5DE

Les données sur les prises trait par trait et l'effort pour la pêche au chalut réalisée en Colombie-Britannique pour le stock du complexe du nord, qui proviennent de la pêche au chalut de 1996 à 2019, ont été sélectionnées selon les critères suivants :

- Date de début des traits entre le 1^{er} janvier 1996 et le 31 décembre 2019
- Type de chalut de fond utilisé (y compris les chaluts « inconnus »)
- Prises provenant des régions de la CPMP 5D ou 5E
- Code de succès de la pêche inférieur ou égal à 1 (code 0 = inconnu; code 1 = utilisable)
- Prise d'au moins une espèce de poisson ou d'invertébré (pas de coup de filet infructueux ou de trait d'objets inanimés)
- Champ de profondeur valide

⁹ Toutes les prises commerciales du complexe sont étiquetées « sébaste à œil épineux » dans les bases de données sur les prises du MPO.

- Coordonnées de latitude et de longitude valides
- Estimation valide de la durée du trait, qui était supérieure à 0 heure et inférieure ou égale à 12 heures

Chaque enregistrement représente un seul trait, et donc le nombre d'enregistrements et le nombre de traits sont identiques. On peut ainsi utiliser le nombre de prises par enregistrement pour représenter des CPUE puisque chaque enregistrement (trait) est associé à une composante d'effort implicite.

Comme il est indiqué ci-dessus, les données sur les prises et l'effort dans les zones 5D et 5E ont été traitées comme une seule zone représentant les prises du complexe du nord, d'après la distribution déclarée des prises capturées au moyen d'un chalut de fond (voir l'annexe A). On a seulement utilisé les données obtenues au moyen d'un chalut de fond puisqu'il s'agit de loin de la méthode de capture la plus fréquente pour l'espèce. La figure C.1 illustre la distribution de la profondeur relative à tous les traits de chalut de fond visant le complexe du nord réussis dans la zone désignée. On a choisi une plage de profondeurs pour l'analyse, qui est résumée dans le tableau C.1, à partir de cette figure.

Tableau C.1. Catégories de profondeurs utilisées dans les analyses de CPUE du complexe du nord par engin.

Analyse	Type de chalut	Année initiale	Plage de profondeurs (m)	Effort (h) limite supérieure	Nbre de catégories minimal + enregistrements	Nbre de catégories de profondeurs	Nbre de catégories de latitudes	Nbre de catégories de lieux de pêche
5DE	Chalut de fond	1996	100-800	12	100	14	14	15

Les critères de sélection des navires pour la pêche au chalut de fond étaient fondés sur le nombre de sorties par année et le nombre d'années de pêche afin qu'on puisse éviter d'inclure les navires qui captureraient seulement des individus du complexe à l'occasion. Les critères de sélection des navires utilisés dans la présente analyse figurent dans le tableau C.2 et la distribution des traits positifs par navire et par pêche est présentée à la figure C.2. Après la sélection d'un bâtiment, toutes les données relatives au bâtiment admissible ont été incluses, peu importe le nombre de sorties effectuées dans une année. Le tableau C.2 indique le nombre de navires utilisés dans l'analyse et la fraction des prises totales (89 %) représentée dans la flotte principale. Il y avait un bon chevauchement des navires au cours des années de pêche : même si l'analyse ne comptait que 14 navires, neuf d'entre eux ont participé aux activités de pêche pendant 19 ans ou plus, et six autres pendant 23 ou 24 ans.

Tableau C.2. Critères de sélection des navires utilisés dans les analyses des CPUE du complexe du nord par engin.

Analyse	Type de chalut	Critères de sélection des navires			Caractéristiques de l'ensemble de données				
		Nbre d'années	Nbre de sorties	Nbre minimal d'enregistrements positifs	Nbre de navires	% du total des prises ¹	Prises (t)	Total enregistrements	Enregistrements positifs
5DE	Chalut de fond	3	2	150	14	89	8 040	25 471	8 324

¹ Le total des prises a été calculé avec tous les filtres appliqués, à l'exception des restrictions concernant le navire et la profondeur.

Tableau C.3. Variables indépendantes proposées pour le modèle de CPUE du complexe du nord, d'après les données trait par trait.

Variable	Type de données
Année	24 catégories (années civiles)
Heures de pêche	Continues : polynôme de 3 ^e ordre
Mois	12 catégories
Lieux de pêche du MPO	Zone associée au lieu de pêche déterminée par Rutherford (1999) (comprend une catégorie de regroupement finale) (tableau C.1)
Latitude	Latitude selon des intervalles de 0,1° commençant à 48° N (comprend une catégorie de regroupement finale) (tableau C.1)
Navire	Voir le nombre de catégories par analyse (aucune catégorie de regroupement finale) dans le tableau C.2
Profondeur	Voir le nombre de catégories par analyse (aucune catégorie de regroupement finale) dans le tableau C.1

Tableau C.4. Données sommaires pour la pêche du complexe du nord au chalut de fond dans les zones 5DE, par année, pour l'ensemble de données principal (après l'application de tous les filtres de données et la sélection des navires de la flotte principale).

Année	Nombre de navires ¹	Nombre de sorties ¹	Nombre de traits ¹	Nombre d'enregistrements ¹	Nombre d'enregistrements ²	% d'enregistrements nuls ²	Total des prises (t) ¹	Nombre total d'heures ¹	CPUE (kg/h) (éq. C.1)
1996	14	54	466	466	1 144	59,3	301,8	1 051	287,1
1997	13	46	238	238	986	75,9	101,9	532	191,6
1998	12	73	409	409	1 411	71,0	322,5	984	327,7
1999	10	44	219	219	1 023	78,6	222,3	458	485,5
2000	12	71	394	394	1 592	75,3	171,1	963	177,6
2001	10	70	452	452	1 389	67,5	244,5	1 330	183,9
2002	13	85	425	425	1 441	70,5	245,7	1 226	200,4
2003	13	75	315	315	1 123	72,0	201,9	903	223,6
2004	11	78	450	450	1 402	67,9	215,5	1 645	131,0
2005	10	63	293	293	1 500	80,5	298,9	494	605,5
2006	12	76	360	360	1 011	64,4	369,9	1 096	337,4
2007	10	68	412	412	1 057	61,0	435,5	1 155	377,1
2008	9	70	472	472	1 069	55,8	665,6	964	690,6
2009	10	79	540	540	1 057	48,9	640,1	1 233	519,0
2010	11	84	492	492	1 113	55,8	453,2	1 514	299,3
2011	10	73	416	416	1 001	58,4	461,5	1 118	412,6
2012	11	62	308	308	875	64,8	317,2	1 356	233,9
2013	11	74	426	426	1 066	60,0	493,2	1 718	287,1
2014	9	58	301	301	800	62,4	383,1	960	399,1
2015	8	49	187	187	669	72,0	283,0	487	581,1
2016	7	41	134	134	607	77,9	265,2	325	814,6
2017	9	66	251	251	836	70,0	393,3	570	690,4
2018	7	43	191	191	590	67,6	309,9	347	894,2
2019	6	50	173	173	709	75,6	243,0	252	963,5

¹ Calculé pour les traits pour lesquels les prises du complexe du nord >0; ² calculé pour tous les traits

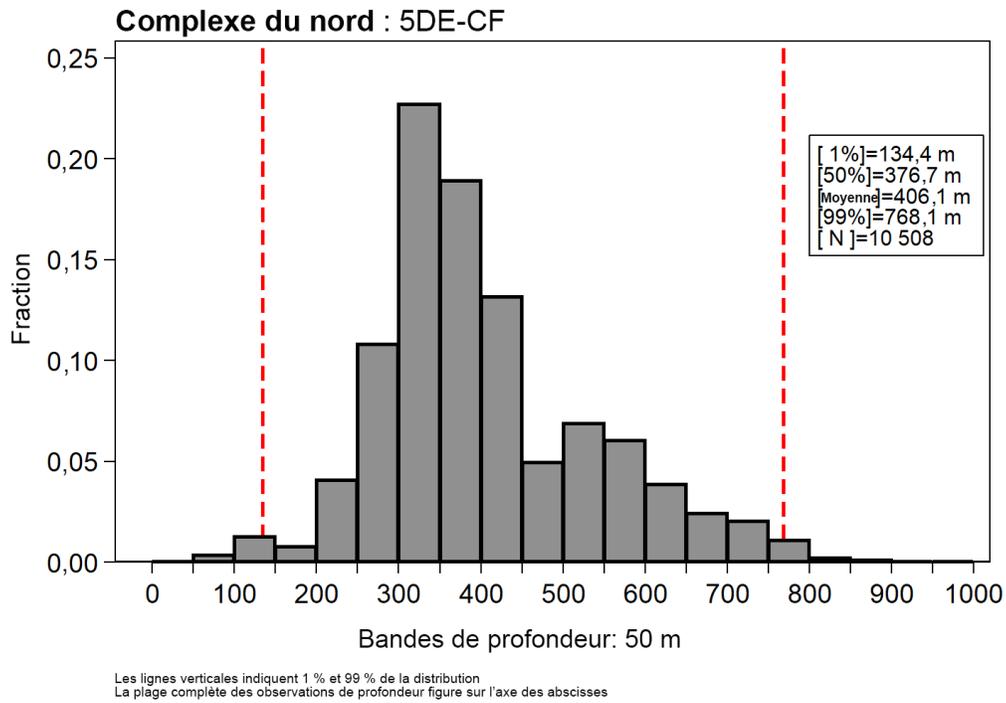


Figure C.1. Distribution de la profondeur des traits contenant des individus du complexe pour les analyses fondées sur un modèle linéaire généralisé évaluant la pêche au chalut de fond dans les zones 5DE de 1996 à 2019; les intervalles utilisés sont de 50 m (chaque catégorie est représentée par la limite supérieure de l'intervalle). Les lignes verticales indiquent les centiles de 1 % et de 99 %.

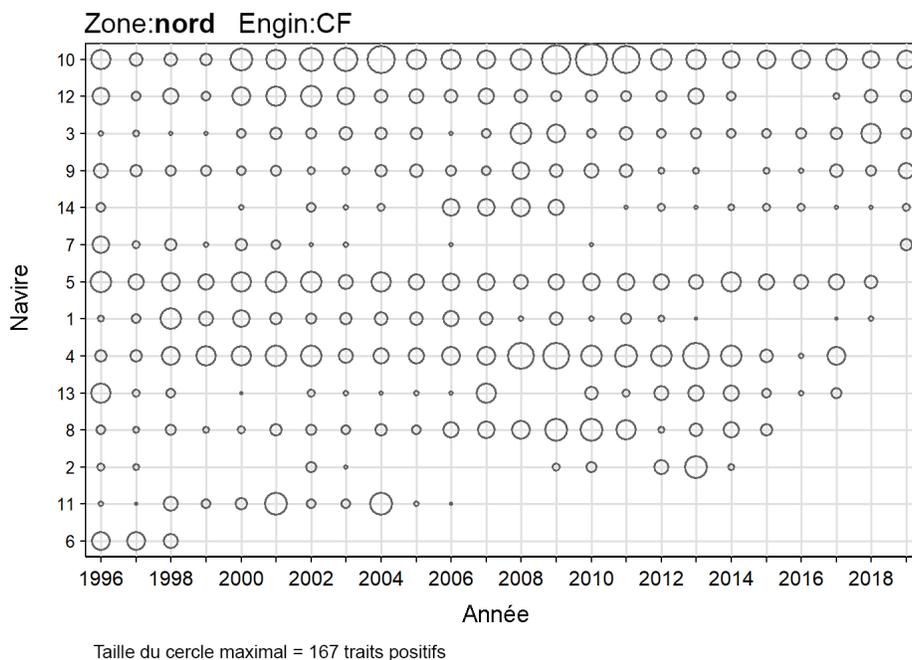


Figure C.2. Graphique à bulles illustrant la participation des navires (nombre de traits positifs pour le complexe) de la flotte principale dans les analyses fondées sur un modèle linéaire généralisé ciblant la pêche au chalut de fond dans les zones 5DE. Les navires sont codés par ordre croissant de l'effort total annuel.

Le tableau C.3 présente les variables indépendantes proposées pour le modèle, d'après l'information trait par trait de chaque enregistrement, le nombre de catégories disponibles variant comme il est indiqué dans le tableau C.1, le tableau C.2 et le tableau C.3. Le tableau C.4 résume les données sur les navires de la flotte principale utilisées dans chaque analyse par année civile, y compris le nombre d'enregistrements, le nombre total d'heures de pêche et les prises connexes du complexe. Ce tableau indique également la proportion de traits sans prise du complexe.

C.4.2. Complexe du sud – Chalut de fond dans les zones 3CD5AB

Les données sur les prises trait par trait et l'effort pour la pêche au chalut réalisée en Colombie-Britannique pour le stock du complexe du sud, qui proviennent de la pêche au chalut de 1996 à 2019, ont été sélectionnées selon les critères suivants :

- Date de début des traits entre le 1er janvier 1996 et le 31 décembre 2019
- Type de chalut de fond utilisé (y compris les chaluts « inconnus »)
- Prises provenant des régions de la CPMP 3C, 3D, 5A ou 5B
- Code de succès de la pêche inférieur ou égal à 1 (code 0 = inconnu; code 1 = utilisable)
- Prise d'au moins une espèce de poisson ou d'invertébré (pas de coup de filet infructueux ou de trait d'objets inanimés)
- Champ de profondeur valide
- Coordonnées de latitude et de longitude valides

- Estimation valide de la durée du trait, qui était supérieure à 0 heure et inférieure ou égale à 12 heures

Chaque enregistrement représente un seul trait, et donc le nombre d'enregistrements et le nombre de traits sont identiques. On peut ainsi utiliser le nombre de prises par enregistrement pour représenter des CPUE puisque chaque enregistrement (trait) est associé à une composante d'effort implicite.

Comme il est indiqué ci-dessus, les données sur les prises et l'effort dans les zones 3C, 3D, 5A et 5B ont été traitées comme une seule zone représentant les prises du stock du complexe du sud, d'après la distribution déclarée des prises capturées au moyen d'un chalut de fond (voir l'annexe A). On a seulement utilisé les données obtenues au moyen d'un chalut de fond puisqu'il s'agit de loin de la méthode de capture la plus fréquente pour l'espèce. La figure C.3 illustre la distribution de la profondeur relative à tous les traits de chalut de fond visant le complexe du sud réussis dans la zone désignée. On a choisi une plage de profondeurs pour l'analyse, qui est résumée dans le tableau C.5, à partir de cette figure.

Tableau C.5. Catégories de profondeurs utilisées dans les analyses de CPUE du complexe du sud par engin.

Analyse	Type de chalut	Année initiale	Plage de profondeurs (m)	Effort (h) limite supérieure	Nbre de catégories minimal + enregistrements	Nbre de catégories de profondeurs	Nbre de catégories de latitudes	Nbre de catégories de lieux de pêche
3CD5AB	Chalut de fond	1996	100-700	11	150	12	24	23

Les critères de sélection des navires pour la pêche au chalut de fond étaient fondés sur le nombre de sorties par année et le nombre d'années de pêche, afin qu'on puisse éviter d'inclure les navires qui capturaient seulement des individus du complexe à l'occasion. Les critères de sélection des navires utilisés dans la présente analyse figurent dans le tableau C.6 et la distribution des traits par navire et par pêche est présentée à la figure C.4. Après la sélection d'un bâtiment, toutes les données relatives au bâtiment admissible ont été incluses, peu importe le nombre de sorties effectuées dans une année. Le tableau C.6 indique le nombre de navires utilisés dans l'analyse et la fraction des prises totales (90 %) représentée dans la flotte principale. Il y avait un bon chevauchement des navires entre les années (figure C.4) dans la pêche, avec 13 des 41 navires de la flotte principale qui ont participé à la pêche 23 ou 24 années de l'analyse et six autres qui y ont pris part pendant 20 à 22 ans.

Tableau C.6. Critères de sélection des navires utilisés dans les analyses des CPUE du complexe du sud par engin.

Analyse	Type de chalut	Critères de sélection des navires			Caractéristiques de l'ensemble de données				
		Nbre d'années	Nbre de sorties	Nbre minimal d'enregistrements positifs	Nbre de navires	% du total des prises ¹	Prises (t)	Total enregistrements	Enregistrements positifs
3CD5AB	Chalut de fond	5	5	100	41	90	3 351	128 422	24 213

¹ Le total des prises a été calculé avec tous les filtres appliqués, à l'exception des restrictions concernant le navire et la profondeur

Tableau C.7. Variables indépendantes proposées pour le modèle de CPUE du complexe du sud, d'après les données trait par trait.

Variable	Type de données
Année	24 catégories (années civiles)
Heures de pêche	Continues : polynôme de 3 ^e ordre
Mois	12 catégories
Lieux de pêche du MPO	Zone associée au lieu de pêche déterminée par Rutherford (1999) (comprend une catégorie de regroupement finale) (tableau C.5)
Latitude	Latitude selon des intervalles de 0,1° commençant à 48° N (comprend une catégorie de regroupement finale) (tableau C.5)
Navire	Voir le nombre de catégories par analyse (aucune catégorie de regroupement finale) dans le tableau C.2 (tableau C.6)
Profondeur	Voir le nombre de catégories par analyse (aucune catégorie de regroupement finale) dans le tableau C.1 (tableau C.5)

Tableau C.8. Données sommaires pour la pêche du complexe du sud au chalut de fond dans les zones 3CD5AB, par année, pour l'ensemble de données principal (après l'application de tous les filtres de données et la sélection des navires de la flotte principale).

Année	Nombre de navires ¹	Nombre de sorties ¹	Nombre traits ¹	Nombre d'enregistrements ¹	Nombre d'enregistrements ²	% d'enregistrements nuls ²	Total des prises (t) ¹	Nombre total d'heures ¹	CPUE (kg/h) (éq. (Eq. C.1))
1996	34	180	817	817	4 110	80,1	251,2	1 908	131,7
1997	34	201	735	735	4 995	85,3	95,5	1 743	54,8
1998	32	242	865	865	5 782	85,0	113,6	2 103	54,0
1999	31	251	928	928	6 103	84,8	93,7	2 388	39,2
2000	33	299	1 146	1 146	7 049	83,7	144,5	2 847	50,8
2001	32	320	1 267	1 267	6 404	80,2	142,4	3 156	45,1
2002	31	323	1 256	1 256	6 958	81,9	184,2	3 153	58,4
2003	31	315	1 090	1 090	7 039	84,5	178,0	2 555	69,6
2004	32	339	1 151	1 151	6 752	83,0	177,7	2 712	65,5
2005	33	311	996	996	7 301	86,4	142,8	2 351	60,8
2006	30	309	1 103	1 103	6 287	82,5	134,0	2 538	52,8
2007	30	270	1 003	1 003	5 611	82,1	131,1	2 436	53,8
2008	28	219	781	781	4 633	83,1	93,7	1 844	50,8
2009	28	263	1 049	1 049	5 190	79,8	206,2	2 574	80,1
2010	25	268	1 220	1 220	5 382	77,3	218,6	2 987	73,2
2011	28	241	1 135	1 135	5 046	77,5	159,8	3 027	52,8
2012	25	207	1 038	1 038	4 356	76,2	142,6	2 710	52,6
2013	25	198	1 169	1 169	4 561	74,4	162,3	2 890	56,2
2014	27	206	1 036	1 036	4 693	77,9	113,8	2 697	42,2
2015	24	186	973	973	4 911	80,2	148,1	2 485	59,6
2016	21	171	978	978	4 431	77,9	115,8	2 506	46,2
2017	22	167	885	885	3 936	77,5	86,6	2 280	38,0
2018	19	155	834	834	3 917	78,7	61,1	1 742	35,1
2019	15	127	758	758	2 975	74,5	54,1	1 448	37,3

¹ Calculé pour les traits pour lesquels les prises du complexe du sud >0; ² calculé pour tous les traits

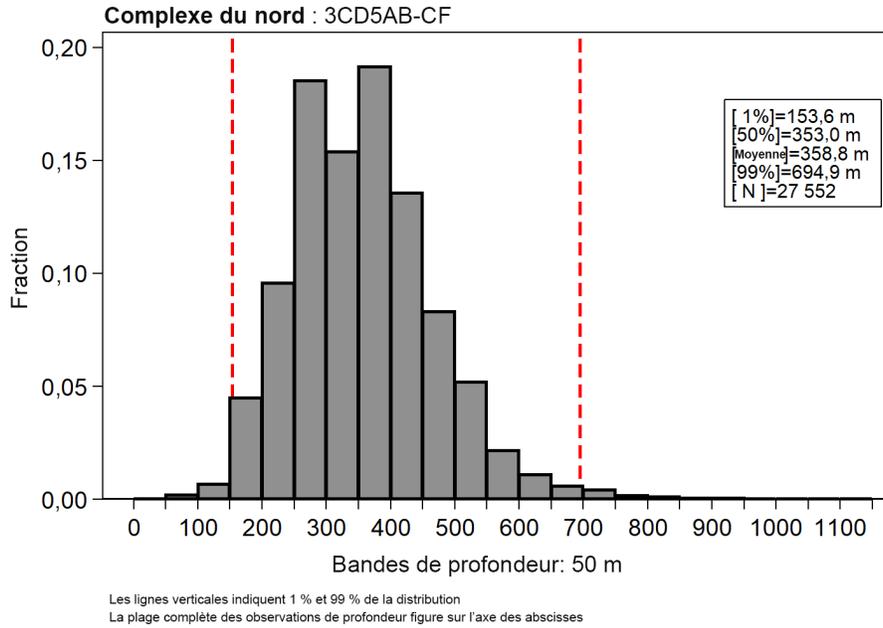


Figure C.3. Distribution de la profondeur des traits contenant des individus du complexe pour les analyses fondées sur un modèle linéaire généralisé évaluant la pêche au chalut de fond dans les zones 3CD5AB de 1996 à 2019; les intervalles utilisés sont de 50 m (chaque catégorie est représentée par la limite supérieure de l'intervalle). Les lignes verticales indiquent les centiles de 1% et de 99%.

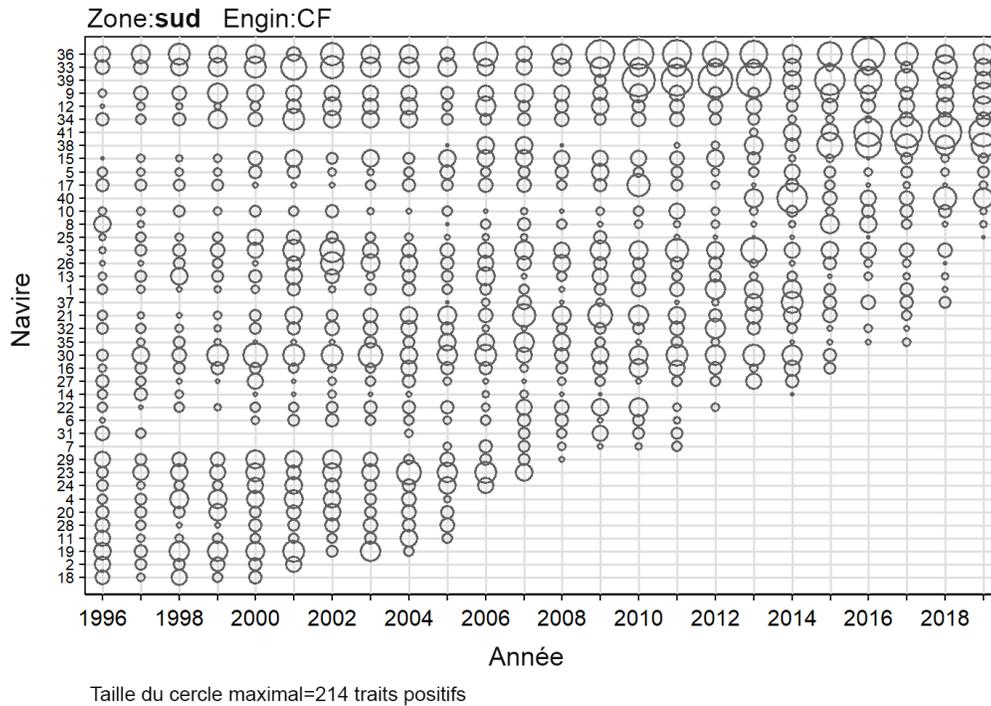


Figure C.4. Graphique à bulles illustrant la participation des navires (nombre de traits positifs pour le complexe) de la flotte principale dans les analyses fondées sur un modèle linéaire généralisé ciblant la

pêche au chalut de fond dans les zones 3CD5AB. Les navires sont codés par ordre croissant de l'effort total annuel.

Le tableau C.7 présente les variables indépendantes proposées pour le modèle, d'après l'information trait par trait de chaque enregistrement, le nombre de catégories disponibles variant comme indiqué dans le tableau C.5, le tableau C.6 et le tableau C.7. Le tableau C.8 résume les données sur les navires de la flotte principale utilisées dans chaque analyse par année civile, y compris le nombre d'enregistrements, le nombre total d'heures de pêche et les prises connexes du complexe. Ce tableau indique également la proportion de traits sans prise du complexe.

C.5. RÉSULTATS

C.5.1. Complexe du nord – 5DE

C.5.1.1. Pêche au chalut de fond : modèle log-normal positif

On a effectué une analyse log-normale standardisée par modèle linéaire généralisé, qui était fondée sur les enregistrements de prises positives provenant de l'ensemble de données trait par trait sur la pêche au chalut de fond généré, comme il est décrit à la section C.4.1 ci-dessus. On a proposé sept variables indépendantes (tableau C.3) pour le modèle. La valeur de $\ln(\text{catch})$ a été utilisée comme variable dépendante, pour laquelle les prises correspondent au total des débarquements et des rejets du complexe (en kilogrammes) pour chaque enregistrement (trait) [Eq. C.3]. La série d'indices de CPUE obtenue est présentée à la figure C.5.

On a forcé la variable catégorielle [Year] comme première variable du modèle, indépendamment de son effet sur l'écart associé au modèle. Les six autres variables ont été proposées de façon séquentielle; celles ayant le meilleur critère d'information d'Akaike ont été acceptées progressivement. On a poursuivi ce processus jusqu'à ce que l'amélioration de la variable R^2 du modèle soit inférieure à 1 % (tableau C.9). Ce modèle a sélectionné cinq des six variables indépendantes restantes, soit [Depth bands] (intervalles de profondeur), [0.1° Latitude_bands] (intervalles de latitude de $0,1^\circ$), [Vessel] (navire), [Month] (mois) et [DF0 locality] (lieu de pêche du MPO) en plus de la variable [Year] (année). Le modèle log-normal final représentait 54 % de l'écart total du modèle (tableau C.9); seulement 5 % étaient attribuables à l'écart associé au modèle.

Les résidus du modèle ont montré un bon ajustement à l'hypothèse de la distribution log-normale sous-jacente; on a observé une certaine asymétrie dans le corps de la distribution ainsi que des écarts aux extrémités de celle-ci, qui sont supérieurs à plus ou moins deux erreurs-types (figure C.6).

Un graphique graduel représentant l'effet de l'introduction dans le modèle de chaque variable indépendante sur les indices annuels montre que la procédure de standardisation a apporté des ajustements majeurs dans toute la série non standardisée après l'introduction de la variable [Depth bands], ce qui a produit une tendance annuelle relativement lisse (figure C.7). L'ajout de la variable [0.1° Latitude_bands] a complété le processus de lissage, donnant une tendance à la hausse de la série jusqu'en 2016, suivie d'un déclin les trois années suivantes.

Tableau C.9. Ordre d'acceptation des variables dans le modèle log-normal des mortalités totales positives (débarquements et rejets vérifiés) associées à la pêche au chalut de fond du complexe dans les zones 5DE et écarts expliqués (R^2) pour chaque variable. Les variables acceptées dans le modèle sont inscrites en gras et marquées d'un astérisque (*). L'année a été forcée comme première variable.

Variable	1	2	3	4	5	6	7
Année*	0,0487	-	-	-	-	-	-
Intervalles de profondeurs*	0,3342	0,3602	-	-	-	-	-
Intervalles de latitude de 0,1°*	0,3372	0,3551	0,4974	-	-	-	-
Navire*	0,1159	0,1525	0,4049	0,5136	-	-	-
Mois*	0,0565	0,1040	0,3774	0,5097	0,5265	-	-
Lieu de pêche du MPO*	0,3147	0,3337	0,4766	0,5106	0,5248	0,5371	-
Heures de pêche	0,1454	0,1868	0,3864	0,4981	0,5143	0,5283	0,5391
Amélioration de l'écart	0,0000	0,3115	0,1372	0,0162	0,0129	0,0106	0,0020

Les tracés CDI des cinq variables indépendantes introduites dans le modèle en plus de la variable [Year] révèlent des effets forts de la standardisation dans la série en plus des deux premières variables. La plupart des ajustements concernant la série non standardisée présentée à la figure C.7 ont été apportés lors de l'ajout de la variable [Depth bands] (figure C.8), ce qui indique une grande variation dans la profondeur de prédilection entre les années. De même, la variable [0.1° Latitude_bands] (figure C.9) affiche des variations entre les années, particulièrement vers la fin de la série, lorsque les latitudes de $53,9^\circ$ et 54° semblent prédominer. Les trois autres variables indépendantes ([Vessel] (figure C.10), [Month] (figure C.11) et [DF0 locality] (figure C.12) ont eu une incidence beaucoup plus faible sur l'ensemble de la série.

Les indices log-normaux de l'année montrent une tendance à la hausse du début de la série jusqu'en 2016, avec une baisse marquée les trois dernières années de la série (figure C.5). Ce modèle est associé à des diagnostics raisonnables et affiche des changements majeurs par rapport à la série non standardisée, en particulier au cours des trois dernières années, où la tendance à la hausse fait place à une diminution.

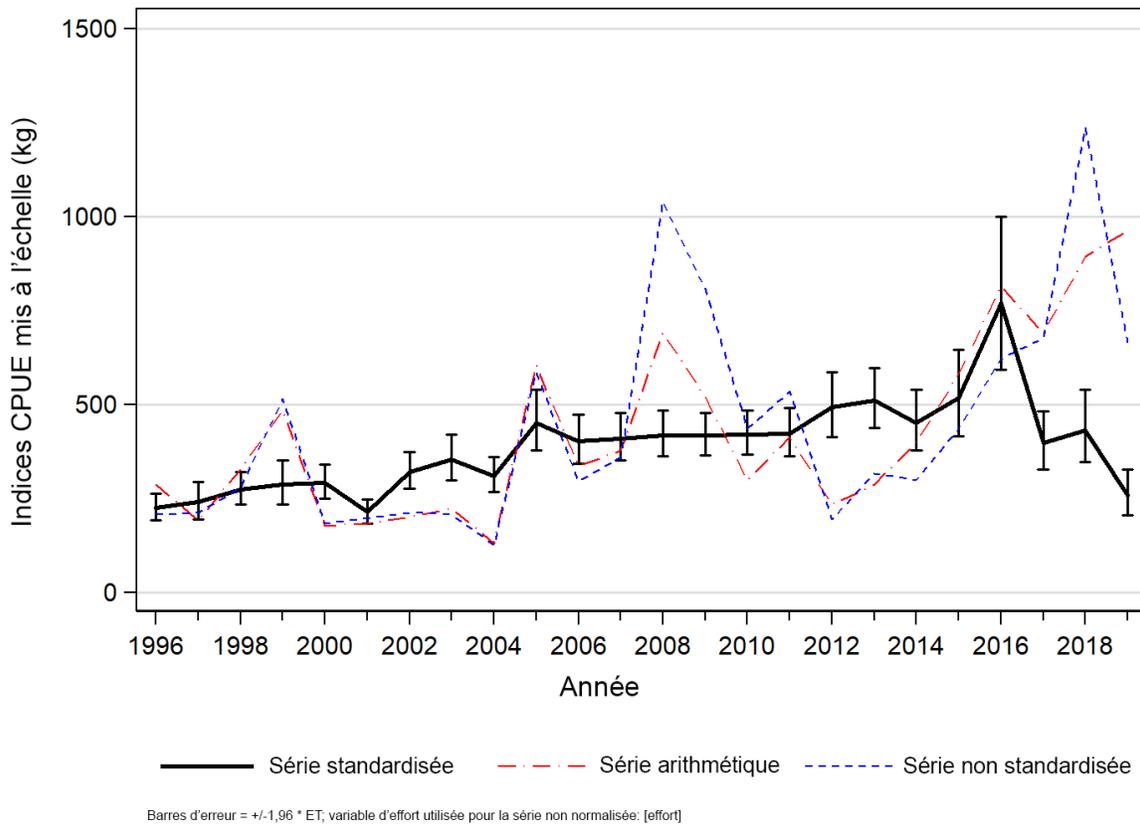


Figure C.5. Trois séries de CPUE pour les prises positives du complexe provenant des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 5DE de 1996 à 2019. La ligne pleine représente la série de CPUE standardisées provenant du modèle log-normal (Eq. C.3). Les séries arithmétique (Eq. C.1) et non standardisée (Eq. C.2) sont également présentées. Les trois séries ont été mises à l'échelle selon la même moyenne géométrique.

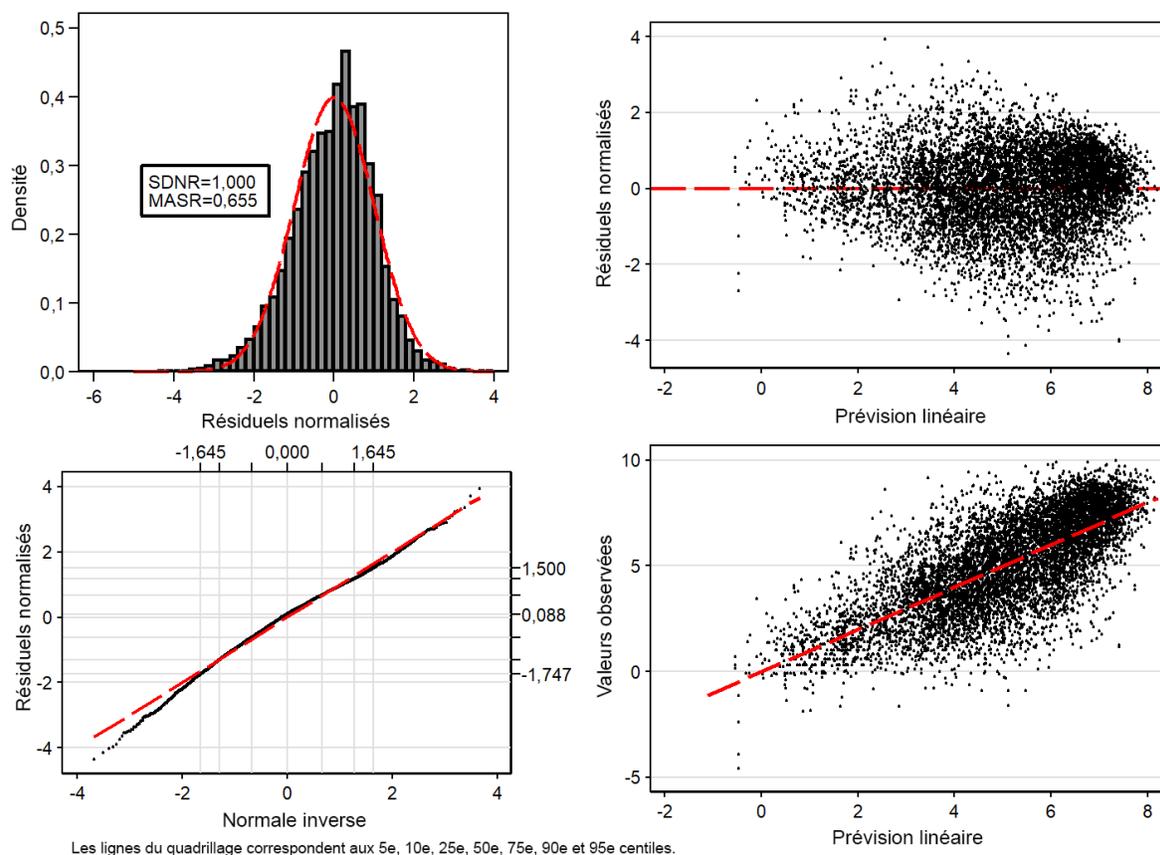


Figure C.6. Graphiques de diagnostics des résidus pour l'analyse log-normale fondée sur le modèle linéaire généralisé pour le complexe pêché au chalut de fond dans les zones 5DE. Graphique en haut à gauche : histogramme des résidus standardisés avec la distribution log-normale superposée (SDNR = écart-type des résidus normalisés. MASR = médiane des résidus standardisés absolus). Graphique en bas à gauche : diagramme quantile-quantile (Q-Q) des résidus standardisés; les lignes horizontales et verticales extérieures représentent les 5^e et 95^e centiles des distributions théorique et observée. Graphique en haut à droite : représentation des résidus standardisés par rapport aux CPUE prédites. Graphique en bas à droite : représentation des CPUE observées par rapport aux CPUE prédites.

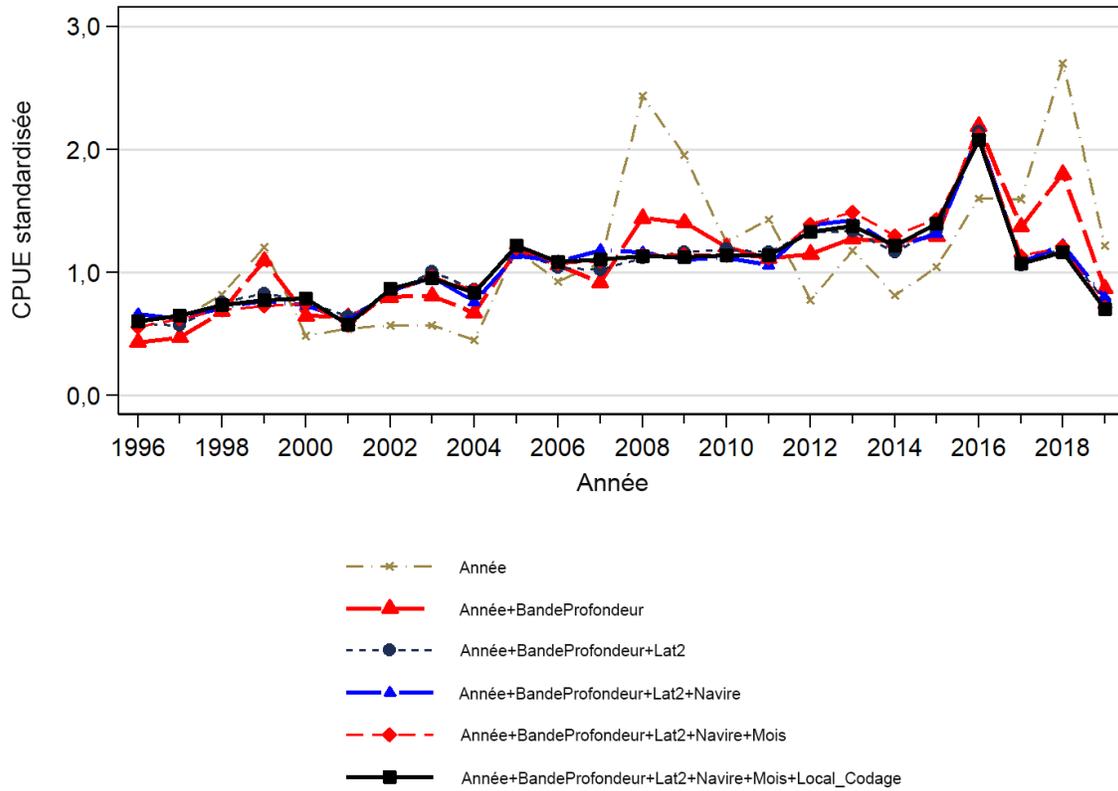


Figure C.7. Graphique montrant les coefficients annuels après l'ajout de chaque variable successive de l'analyse de régression log-normale standardisée pour le complexe issu de la pêche au chalut de fond menée dans les zones 5DE. Le modèle final est représenté par une ligne noire pleine et épaisse. Chaque ligne a été mise à l'échelle de façon à ce que la moyenne géométrique soit égale à 1,0.

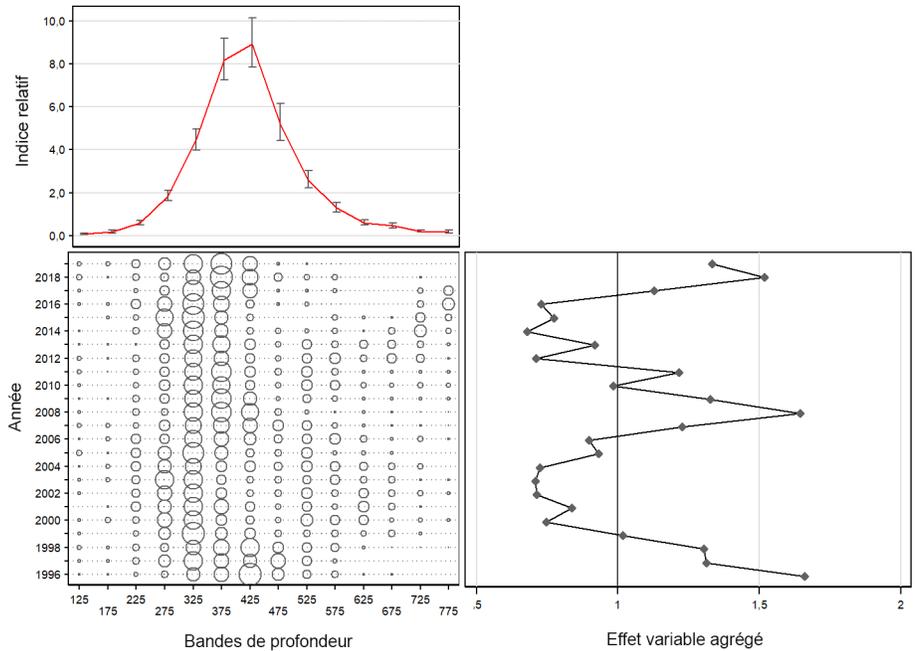


Figure C.8. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Depth_bands] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 5DE. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

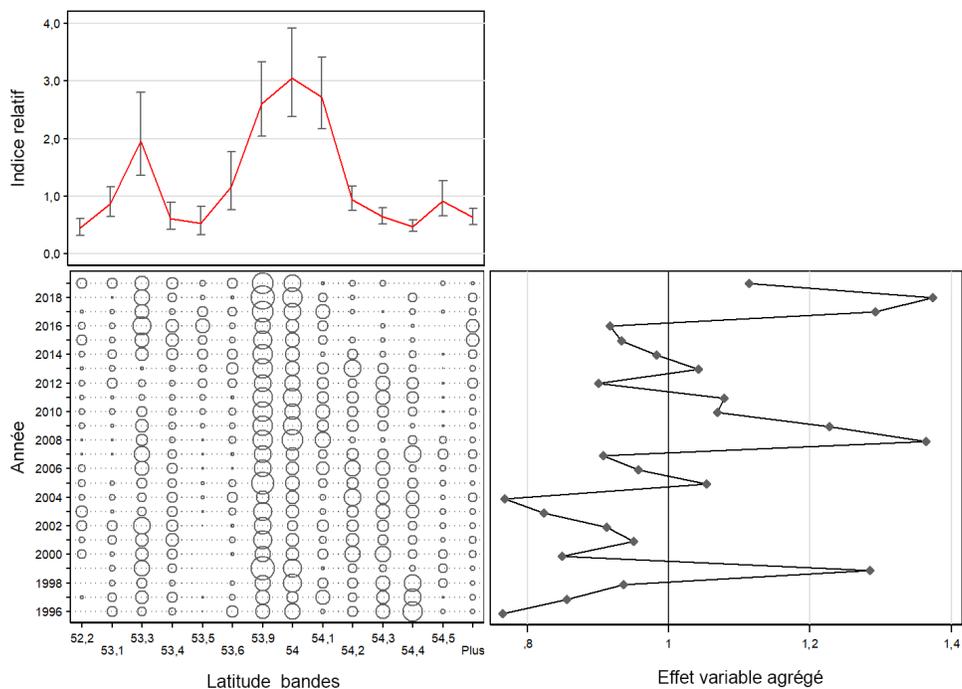


Figure C.9. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Latitude_bands] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 5DE. Le tableau C.10 donne les définitions des valeurs codées utilisées pour chaque lieu de pêche dans le graphique ci-dessus. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

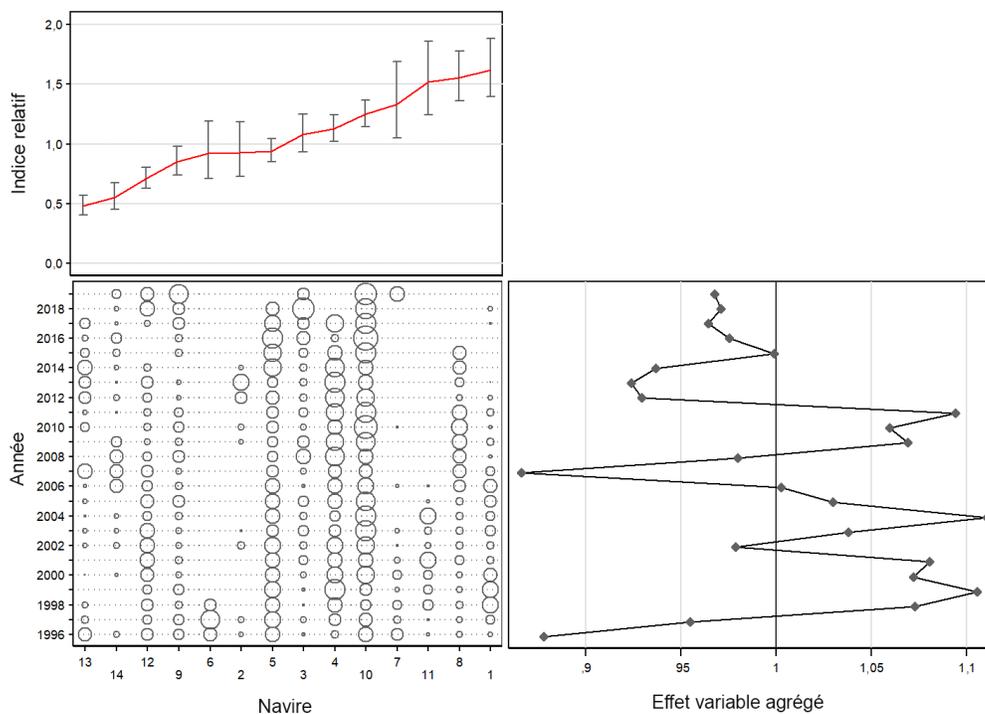


Figure C.10. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Vessel] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 5DE. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

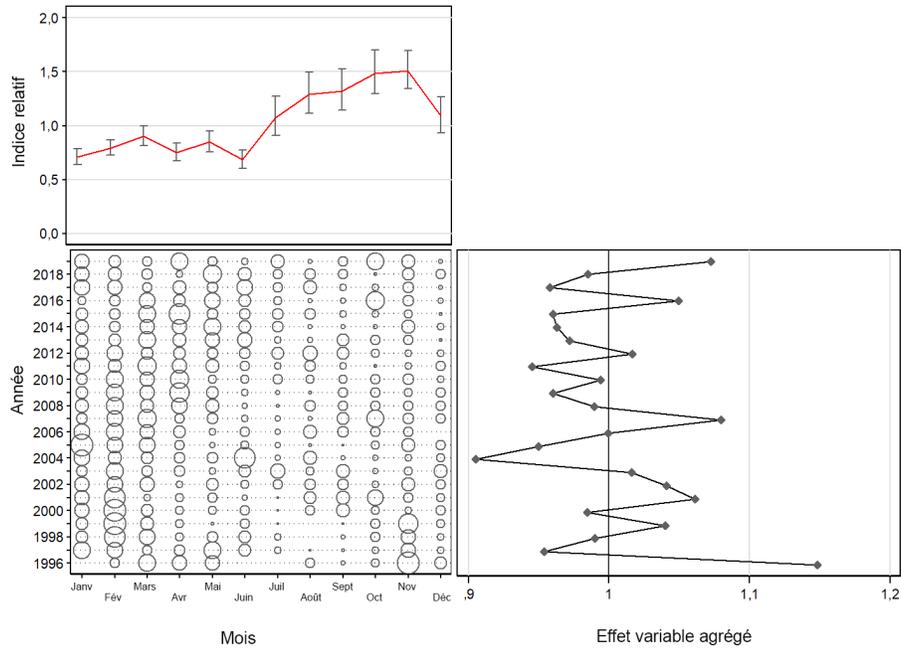


Figure C.11. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Month] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 5DE. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

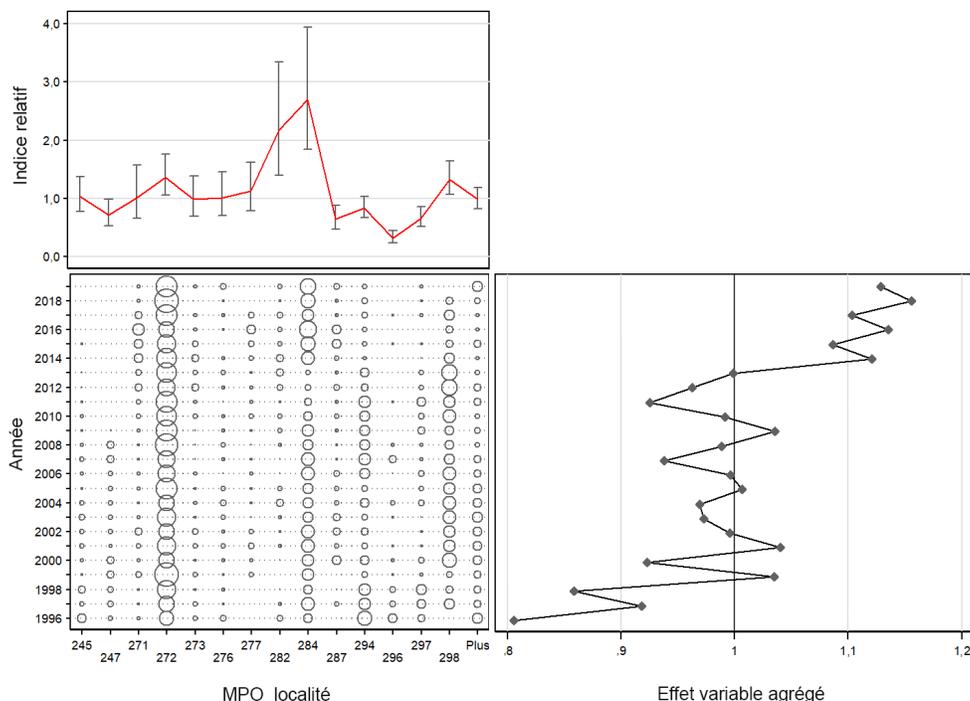


Figure C.12. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [DFO_locality] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 5DE. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

Tableau C.10. Définitions des codes de lieux de pêche utilisés sur la Figure C.12.

Code	Zone principale de la CPMP	Zone secondaire du MPO	Nom de la zone secondaire	Nom du lieu de pêche	Indice log-normal
245	5D	3	1 EST- ENTRÉE DIXON	LANGARA – NORD-EST	1,028
247	5D	3	1 EST- ENTRÉE DIXON	ENTRÉE DIXON	0,722
271	5E	31	2A OUEST – SON RENNELL	SON RENNELL	1,012
272	5E	31	2A OUEST – SON RENNELL	ÎLES FREDERICK	1,362
273	5E	31	2A OUEST – SON RENNELL	BUCK POINT	0,981
276	5E	31	2A OUEST – SON RENNELL	FRED SPOT	1,013
277	5E	31	2A OUEST – SON RENNELL	ÎLES MARBLE	1,131
282	5E	31	2A OUEST – SON RENNELL	ÎLES HIPPA	2,166
284	5E	31	2A OUEST – SON RENNELL	HOGBACK - SUD	2,695
287	5E	34	2B OUEST – ÎLES ANTHONY	ÎLES ANTHONY	0,643
294	5E	35	1 OUEST – LANGARA	FRED-LANGARA (DEEP) - NORD	0,833
296	5E	35	1 OUEST – LANGARA	LANGARA (133 DEGREES) NORD-OUEST	0,321
297	5E	35	1 OUEST – LANGARA	LANGARA`SPIT EAUX INTÉRIEUR/ /COMPASS RO	0,663
298	5E	35	1 OUEST – LANGARA	LANGARA`SPIT EAUX INTÉRIEUR /COMPASS RO	1,321

C.5.1.2. Pêche au chalut de fond : modèle logit binomial

On a proposé au modèle les variables indépendantes utilisées dans le modèle log-normal, de façon séquentielle. On a commencé par la variable catégorielle de l'année, jusqu'à ce que l'amélioration de la valeur de R^2 du modèle soit inférieure à 1 % (tableau C.11). On a utilisé une variable binaire de 1 pour les traits avec des prises positives et de 0 pour les traits de prises nulles, à titre de variable dépendante. Le modèle binomial final représentait 53 % de l'écart total du modèle; seulement 2 % étaient attribuables à la variable de l'année. La série d'indices de CPUE obtenue est présentée à la figure C.13.

Tableau C.11. Ordre d'acceptation des variables dans le modèle binomial de présence/absence de débarquements vérifiés plus rejets de sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires nord dans la pêche au chalut de fond 5DE avec la quantité de déviance expliquée (R^2) pour chaque variable. Les variables acceptées dans le modèle sont inscrites en gras et marquées d'un astérisque (*). L'année a été forcée comme première variable.

Variable	1	2	3	4
Année*	0,0240	-	-	-
Navire*	0,4972	0,5011	-	-
Lieu de pêche du MPO*	0,2449	0,2577	0,5258	-
Intervalles de latitude de 0,1**	0,0504	0,0725	0,5064	0,5310
Mois*	0,0158	0,0370	0,5045	0,5270
Heures de pêche	0,0598	0,0811	0,5037	0,5283
Intervalles de profondeurs*	0,3361	0,3409	0,5250	0,5297
Zone principale de la CPMP	0,0000	0,4772	0,0246	0,0053

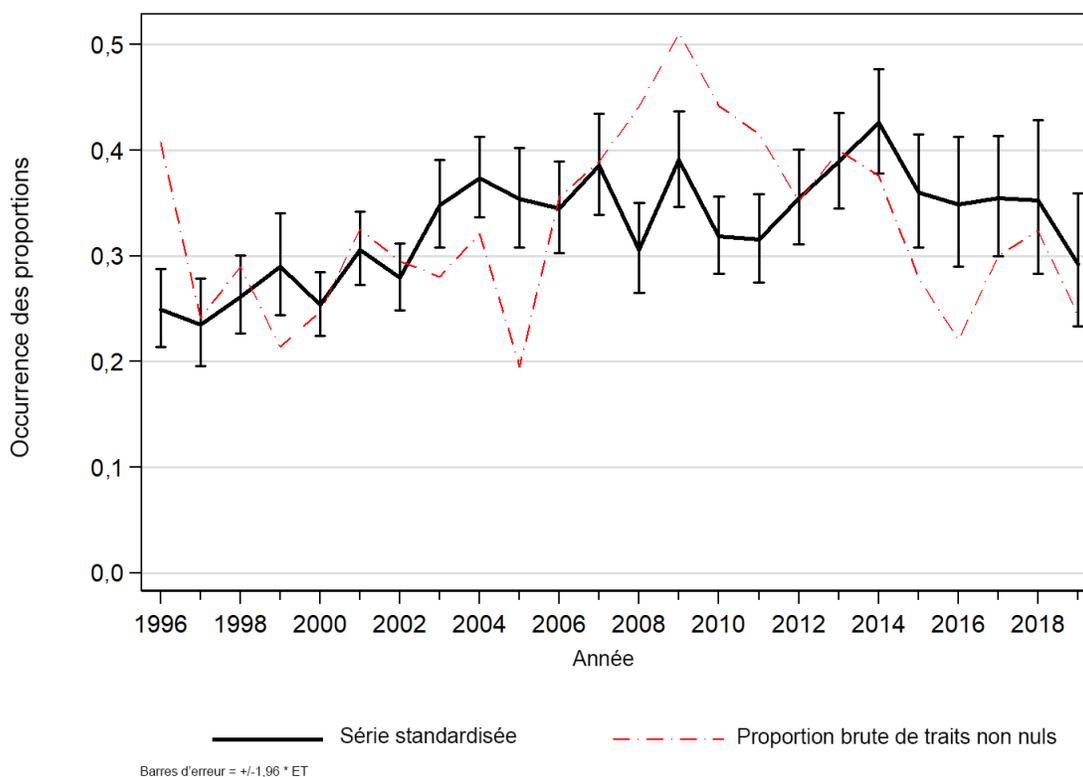


Figure C.13. La série d'indices du modèle binomial pour la pêche au chalut de fond menée dans les zones 5DE montre également la tendance dans la proportion de traits nuls tirée du même ensemble de données.

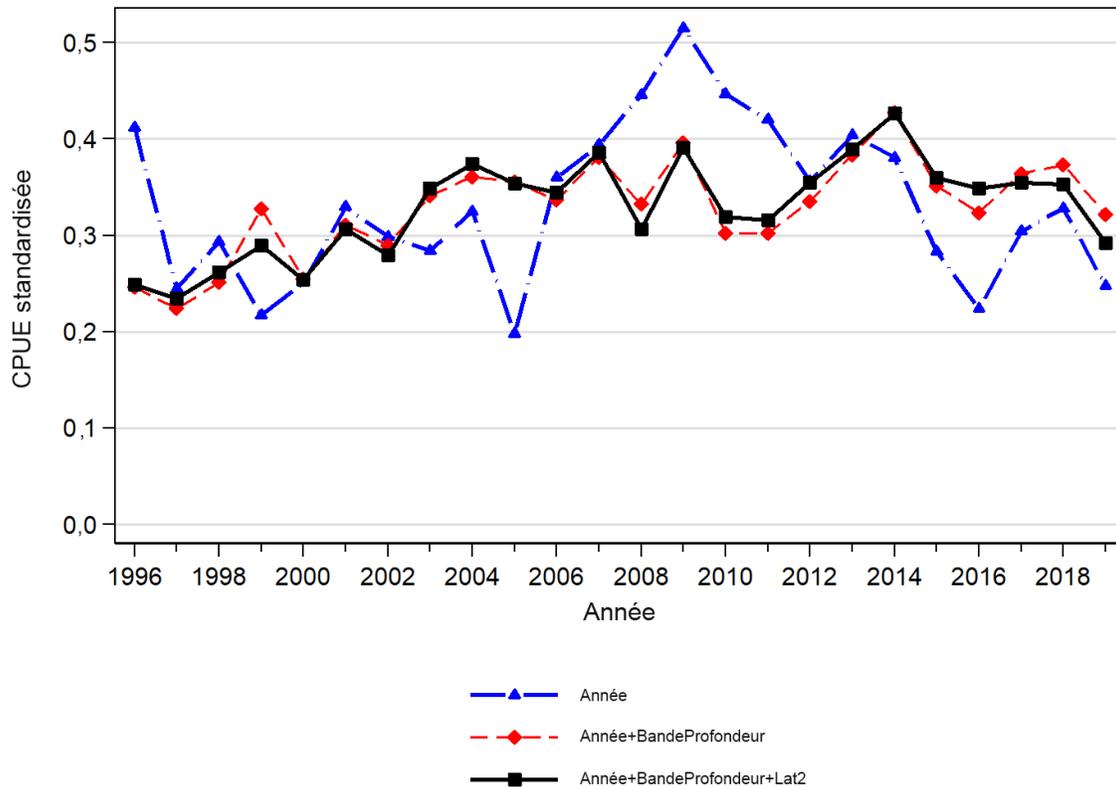


Figure C.14. Graphique montrant les coefficients annuels après l'ajout de chaque variable successive de l'analyse de régression binomiale pour le complexe issu de la pêche au chalut de fond menée dans les zones 5DE. Le modèle final est représenté par une ligne noire pleine et épaisse. Chaque ligne a été mise à l'échelle de façon à ce que la moyenne géométrique soit égale à 1,0.

Les variables indépendantes sélectionnées étaient seulement [Depth_bands] et [0.1°Latitude_bands], les deux mêmes qui ont d'abord été entrées dans le modèle log-normal (voir le tableau C.9), en plus de [Year]. Le modèle affiche une tendance semblable à celle du modèle log-normal, qui augmente généralement jusqu'au milieu des années 2010, puis diminue les quatre à cinq années suivantes (figure C.13). Un graphique graduel (figure C.14) représentant l'effet de l'ajout de chaque variable indépendante successive montre que la standardisation binomiale a entraîné des changements marqués; la fonction « occurrence » non standardisée affiche une forte variation annuelle par rapport à la série binomiale standardisée, beaucoup plus lisse (figure C.13).

Comme pour le modèle log-normal, la standardisation a eu pour effet de lisser la série. L'ajout de la variable [Depth_bands] (figure C.15) a éliminé une grande partie de la variabilité interannuelle, comme on l'a vu pour le modèle log-normal. La standardisation a eu une incidence moindre avec l'ajout de la variable [0.1°Latitude_bands] (figure C.16).

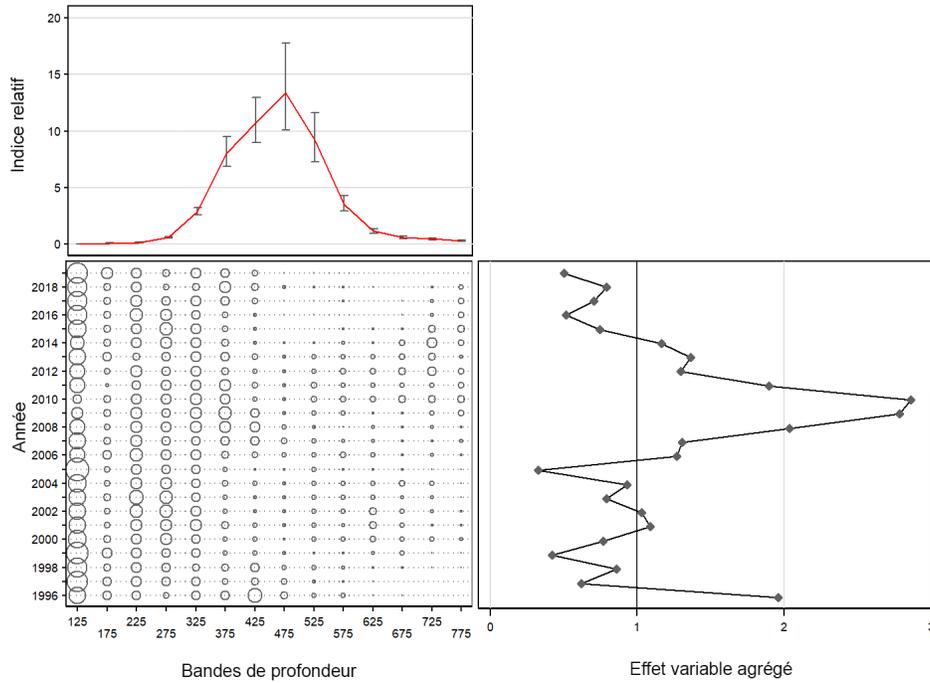


Figure C.15. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Depth bands] dans le modèle de régression binomiale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 5DE. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

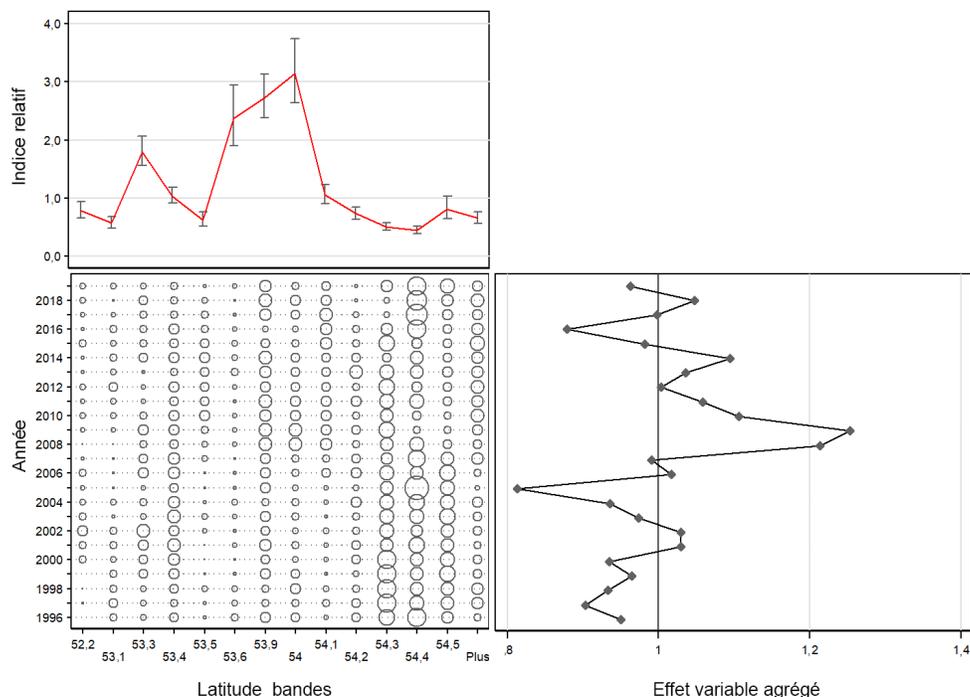


Figure C.16. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Latitude bands] dans le modèle de régression binomiale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 5DE. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

C.5.1.3. Pêche au chalut de fond : modèle combiné

Les modèles log-normal et binomial montrent des tendances semblables pendant toute la période évaluée, mais le modèle combiné (Eq. C.4) suit le modèle lognormal, augmentant jusqu'en 2016 avant de chuter les deux dernières années de la série (figure C.17).

C.5.2. Indices de l'abondance relative du complexe du nord

Le tableau C.12 résume la série d'indices de l'abondance relative et les erreurs-types connexes provenant de l'analyse de CPUE du complexe du nord. Les indices de CPUE utilisés dans le modèle d'évaluation du stock structuré selon l'âge sont représentés par des indices delta-log-normaux (combinés) provenant des données sur la pêche au chalut de fond (figure C.17 et tableau C.12). Les erreurs-types connexes selon la méthode bootstrap ont été utilisées comme coefficients de variation initiaux lors de l'ajustement du modèle d'évaluation du stock; on les a ensuite modifiés en ajoutant divers niveaux d'erreur de processus qui ont changé l'ajustement relatif du modèle à ces indices.

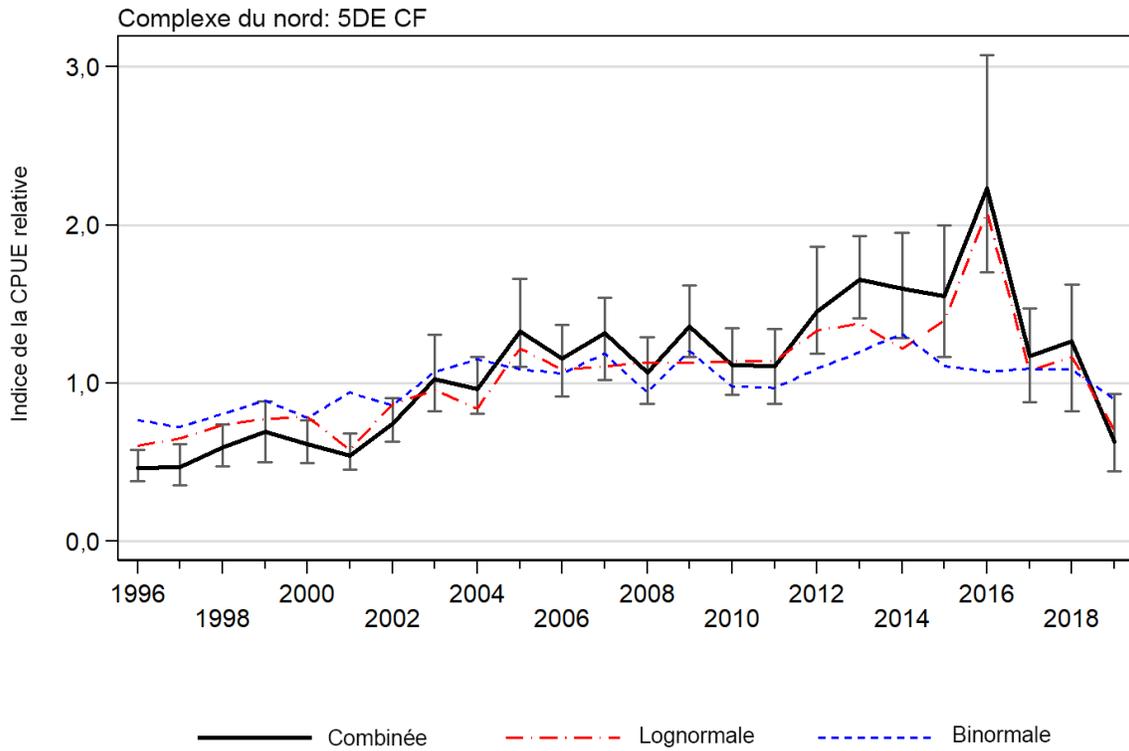


Figure C.17. Série d'indices combinée (Eq. C.4) pour la pêche au chalut de fond du complexe du nord menée dans les zones 5DE, montrant également les séries d'indices contributives log-normale et binormale. Les limites de confiance sont fondées sur 250 tirages de la méthode bootstrap.

C.5.3. Comparaison de la série combinée du complexe du nord avec le relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii

La figure C.18 permet de comparer la série combinée du complexe du nord (figure C.17 et tableau C.12) à la série de la biomasse relative du relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii (voir l'annexe B, section B.4). Cette comparaison fait apparaître une concordance générale entre les deux séries, avec une tendance à la hausse lente au cours des 20 premières années couvertes, suivie d'une suggestion de ralentissement dans les observations du relevé de 2018, qui correspond à la baisse récente de trois ans constatée dans la série de CPUE.

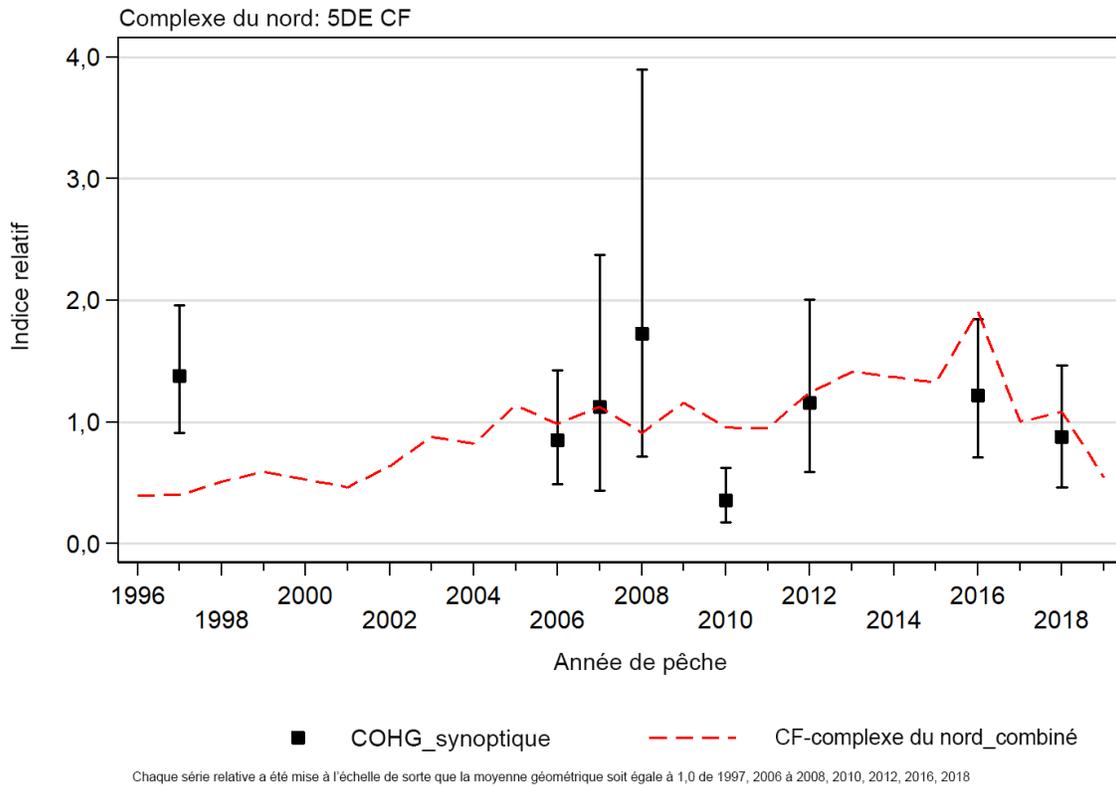


Figure C.18. Comparaison de la série du relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii avec la série d'indices combinés (Eq. C.4) pour la pêche au chalut de fond du complexe menée dans les zones 5DE. Les limites de confiance sont fondées sur 1 000 tirages de la méthode bootstrap.

Tableau C.12. Indices relatifs des CPUE annuelles selon les modèles arithmétique, non standardisé et log-normal des prises non nulles du complexe provenant de la pêche au chalut de fond menée dans les zones 5DE. Le tableau présente également les indices du modèle binomial sur la présence ou l'absence de débarquements et de rejets dans cette pêche et les indices du modèle combiné delta-log-normal (Eq. C.4). Tous les indices ont été ajustés pour que leur moyenne géométrique soit égale à 1,0. Les limites de confiance analytique supérieures et inférieures à 95 % et l'erreur-type connexe sont présentées pour le modèle log-normal, tandis que les limites de confiance supérieures et inférieures à 95 % relatives à la méthode bootstrap, et l'erreur-type connexe, sont présentées pour le modèle combiné.

Année	Indice arithmétique (Eq. C.1)	Indice géométrique (Eq. C.2)	Modèle log-normal (Eq. C.3)				Indice binomial (Eq. C.3)	Modèle combiné (Eq. C.4)			
			Indice	Limite inférieure	Limite supérieure	ET		Indice	Limite inférieure	Limite supérieure	ET
1996	0,776	0,560	0,607	0,518	0,711	0,0806	0,766	0,465	0,381	0,581	0,1126
1997	0,518	0,575	0,649	0,529	0,797	0,1047	0,722	0,469	0,357	0,615	0,1339
1998	0,886	0,753	0,740	0,632	0,866	0,0803	0,805	0,596	0,472	0,740	0,1122
1999	1,312	1,393	0,775	0,631	0,952	0,1049	0,892	0,691	0,502	0,887	0,1389
2000	0,480	0,496	0,789	0,674	0,923	0,0802	0,781	0,616	0,497	0,764	0,1082
2001	0,497	0,535	0,577	0,497	0,670	0,0761	0,942	0,544	0,454	0,680	0,1088
2002	0,542	0,577	0,868	0,747	1,008	0,0765	0,860	0,746	0,631	0,906	0,1023
2003	0,604	0,559	0,957	0,805	1,137	0,0882	1,072	1,026	0,825	1,309	0,1146
2004	0,354	0,340	0,839	0,722	0,975	0,0767	1,151	0,966	0,806	1,167	0,0986
2005	1,637	1,585	1,220	1,022	1,456	0,0904	1,089	1,328	1,104	1,662	0,1051
2006	0,912	0,800	1,087	0,924	1,279	0,0828	1,062	1,154	0,916	1,368	0,0961
2007	1,019	0,971	1,107	0,949	1,293	0,0789	1,187	1,315	1,018	1,539	0,1023
2008	1,867	2,809	1,132	0,980	1,308	0,0737	0,942	1,066	0,872	1,291	0,1003
2009	1,403	2,183	1,128	0,987	1,291	0,0685	1,203	1,358	1,164	1,620	0,0819
2010	0,809	1,178	1,138	0,990	1,308	0,0712	0,981	1,117	0,925	1,347	0,0941
2011	1,115	1,446	1,141	0,982	1,327	0,0769	0,971	1,108	0,869	1,342	0,1044
2012	0,632	0,525	1,332	1,119	1,587	0,0891	1,092	1,455	1,186	1,862	0,1102
2013	0,776	0,857	1,380	1,181	1,614	0,0796	1,198	1,653	1,408	1,931	0,0829
2014	1,079	0,809	1,218	1,020	1,456	0,0908	1,313	1,600	1,285	1,952	0,1072
2015	1,571	1,178	1,400	1,123	1,745	0,1126	1,108	1,551	1,168	1,999	0,1426
2016	2,202	1,681	2,079	1,600	2,703	0,1338	1,074	2,232	1,701	3,074	0,1548
2017	1,866	1,829	1,073	0,885	1,301	0,0983	1,091	1,171	0,880	1,472	0,1159
2018	2,417	3,341	1,168	0,936	1,457	0,1128	1,085	1,268	0,824	1,622	0,1603
2019	2,604	1,796	0,701	0,556	0,886	0,1189	0,900	0,631	0,441	0,931	0,1981

C.5.4. Complexe du sud – 3CD5AB

C.5.4.1. Pêche au chalut de fond : modèle log-normal positif

On a effectué une analyse log-normale standardisée par modèle linéaire généralisé qui était fondée sur les enregistrements de prises positives provenant de l'ensemble de données trait par trait sur la pêche au chalut de fond généré, comme décrit à la section C.4.2 ci-dessus. On a proposé sept variables indépendantes (tableau C.7) pour le modèle. La valeur de $\ln(\text{catch})$ a été utilisée comme variable dépendante, pour laquelle les prises correspondent au total des débarquements et des rejets du complexe du sud (en kilogrammes) pour chaque enregistrement (trait) (Eq. C.3). La série d'indices de CPUE obtenue est présentée à la figure C.19.

On a forcé la variable catégorielle [Year] comme première variable du modèle, indépendamment de son effet sur l'écart associé au modèle. Les six autres variables ont été proposées de façon séquentielle; celles ayant le meilleur critère d'information d'Akaike ont été acceptées progressivement. On a poursuivi ce processus jusqu'à ce que l'amélioration de la variable R^2 du modèle soit inférieure à 1 % (tableau C.13). Ce modèle a sélectionné cinq des six variables indépendantes restantes, soit [Depth bands] (intervalles de profondeur), [$0,1^\circ$ Latitude_bands] (intervalles de latitude de $0,1^\circ$), [Vessel] (navire), [Month] (mois) et [Hours fished] (heures de pêche) en plus de la variable [Year] (année). Le modèle log-normal final représentait 26 % de l'écart total du modèle (tableau C.13); seulement 2 % étaient attribuables à l'écart associé au modèle.

Les résidus du modèle ont montré un bon ajustement à l'hypothèse de la distribution log-normale sous-jacente; on a observé très peu d'asymétrie dans le corps de la distribution et seulement de légers écarts aux extrémités de celle-ci, qui sont supérieurs à plus ou moins deux erreurs-types (figure C.20).

Un graphique graduel représentant l'effet de l'introduction dans le modèle de chaque variable indépendante sur les indices annuels montre que la procédure de standardisation n'a apporté que des ajustements relativement légers à la baisse à diverses étapes de la série non standardisée, ce qui a produit une tendance continue à la baisse relativement lisse (figure C.21).

Tableau C.13. Ordre d'acceptation des variables dans le modèle log-normal des mortalités totales positives (débarquements et rejets vérifiés) associées à la pêche au chalut de fond du complexe dans les zones 3CD5AB et écarts expliqués (R^2) pour chaque variable. Les variables acceptées dans le modèle sont inscrites en gras et marquées d'un astérisque (*). L'année a été forcée comme première variable.

Variable	1	2	3	4	5	6	7
Année*	0,0178	-	-	-	-	-	-
Intervalles de profondeurs*	0,1137	0,1330	-	-	-	-	-
Intervalles de latitude de $0,1^\circ$ *	0,0836	0,1003	0,1995	-	-	-	-
Navire*	0,0351	0,0490	0,1601	0,2233	-	-	-
Mois*	0,0105	0,0275	0,1581	0,2184	0,2407	-	-
Heures de pêche*	0,0222	0,0400	0,1524	0,2195	0,2386	0,2552	-
Lieux de pêche du MPO	0,0611	0,0782	0,1885	0,2059	0,2288	0,2452	0,2582
Amélioration de l'écart	0,0000	0,1152	0,0665	0,0238	0,0174	0,0145	0,0031

Les tracés CDI des cinq variables indépendantes introduites dans le modèle en plus de la variable [Year] révèlent les effets de la standardisation dans la série résultant de l'ajout de ces variables. L'ajout de la variable [Depth bands] (figure C.22) a produit un certain ajustement de la série non standardisée, affichant une tendance à l'augmentation de la profondeur dans la pêche dans la deuxième moitié de la série, ce qui fait baisser les indices de l'année, car les CPUE prévues à ces profondeurs sont plus élevées. De même, la variable [0.1°Latitude_bands] (figure C.23) varie entre les années, particulièrement la première année et les trois dernières années de la série, durant lesquelles les latitudes plus nordiques, dont les CPUE sont souvent plus élevées, semblent prédominer. La variable indépendante [Vessel] explanatory variable (figure C.24) a une tendance opposée à la variable [0.1°Latitude_bands], un certain nombre de navires moins efficaces entrant dans la pêche au cours des six dernières années de la série, ce qui fait augmenter les CPUE. L'effet de la variable [Month] (figure C.25) semble faible, sauf peut-être en 1996, où l'ajout de cette variable (ainsi que des variables [Depth bands] et [0.1°Latitude_bands]) a fait baisser les CPUE élevées de cette première année. Enfin, la variable [Hours fished] (figure C.26) révèle une forte diminution de la longueur des traits, ce qui a relevé les indices des deux dernières années parce que les CPUE prévues pour des traits plus courts sont plus basses.

Les indices log-normaux de l'année montrent une tendance continue à la baisse du début de la série jusqu'en 2019, avec une certaine variation au milieu de la série (figure C.19). Ce modèle est associé à de bons diagnostics et n'affiche que peu de changements par rapport à la série non standardisée.

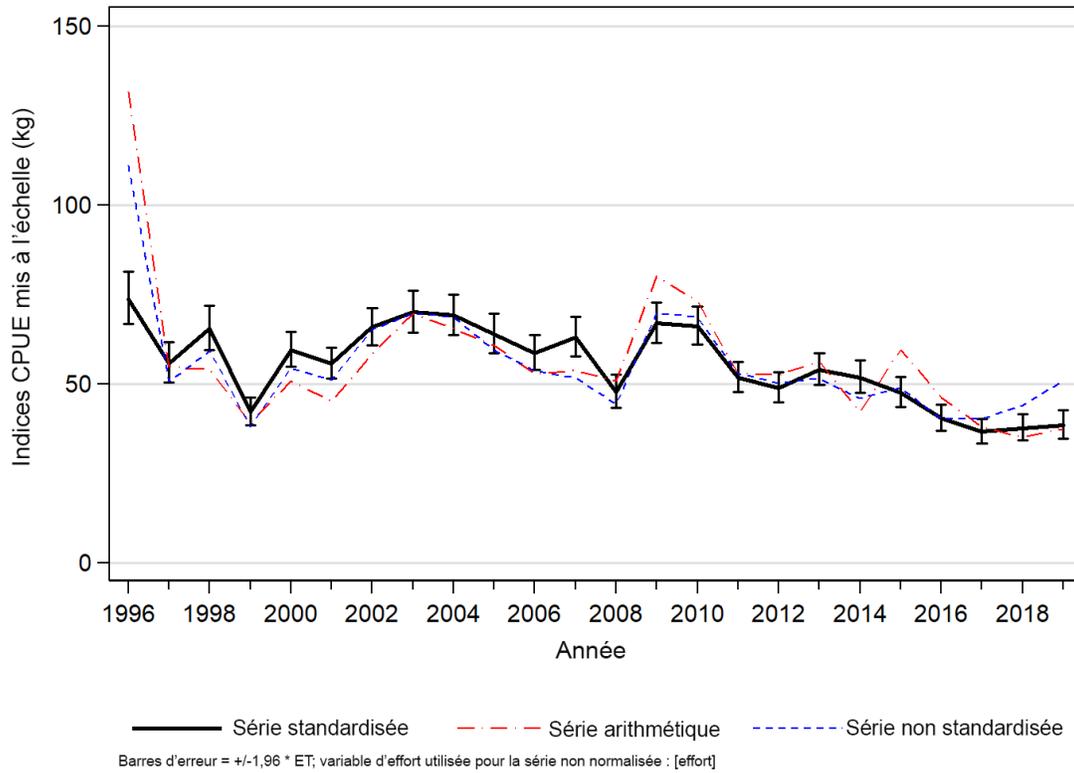


Figure C.19. Trois séries de CPUE pour les prises positives du complexe provenant des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB de 1996 à 2019. La ligne pleine représente la série de CPUE standardisée provenant du modèle log-normal (Eq. C.3). Les séries arithmétique (Eq. C.1) et non standardisée (Eq. C.2) sont également présentées. Les trois séries ont été mises à l'échelle selon la même moyenne géométrique.

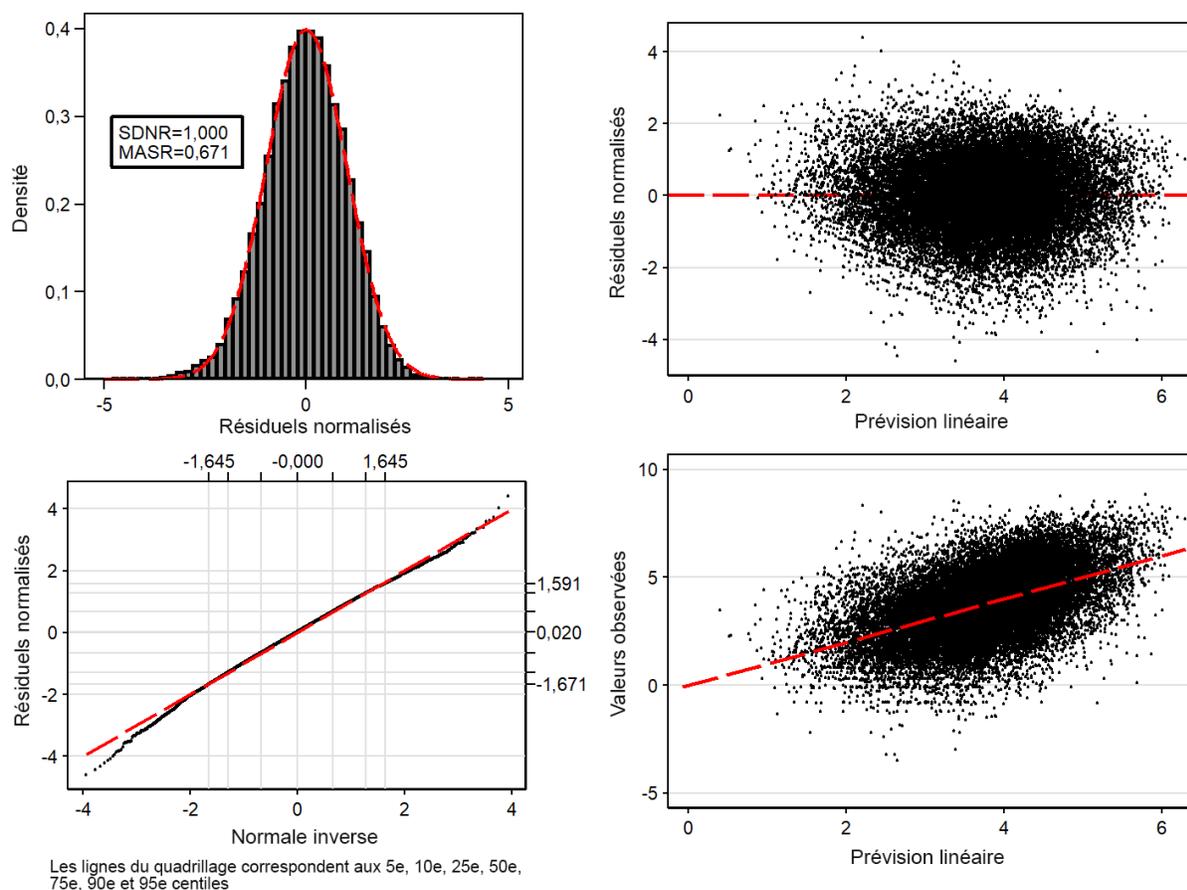


Figure C.20. Graphiques de diagnostics des résidus pour l'analyse log-normale fondée sur le modèle linéaire généralisé pour le complexe pêché au chalut de fond dans les zones 3CD5AB. Graphique en haut à gauche : histogramme des résidus standardisés avec la distribution log-normale superposée (SDNR : écart-type des résidus normalisés. MASR = médiane des résidus standardisés absolus). Graphique en bas à gauche : diagramme quantile-quantile (Q-Q) des résidus standardisés; les lignes horizontales et verticales extérieures représentent les 5^e et 95^e centiles des distributions théorique et observée. Graphique en haut à droite : représentation des résidus standardisés par rapport aux CPUE prédites. Graphique en bas à droite : représentation des CPUE observées par rapport aux CPUE prédites.

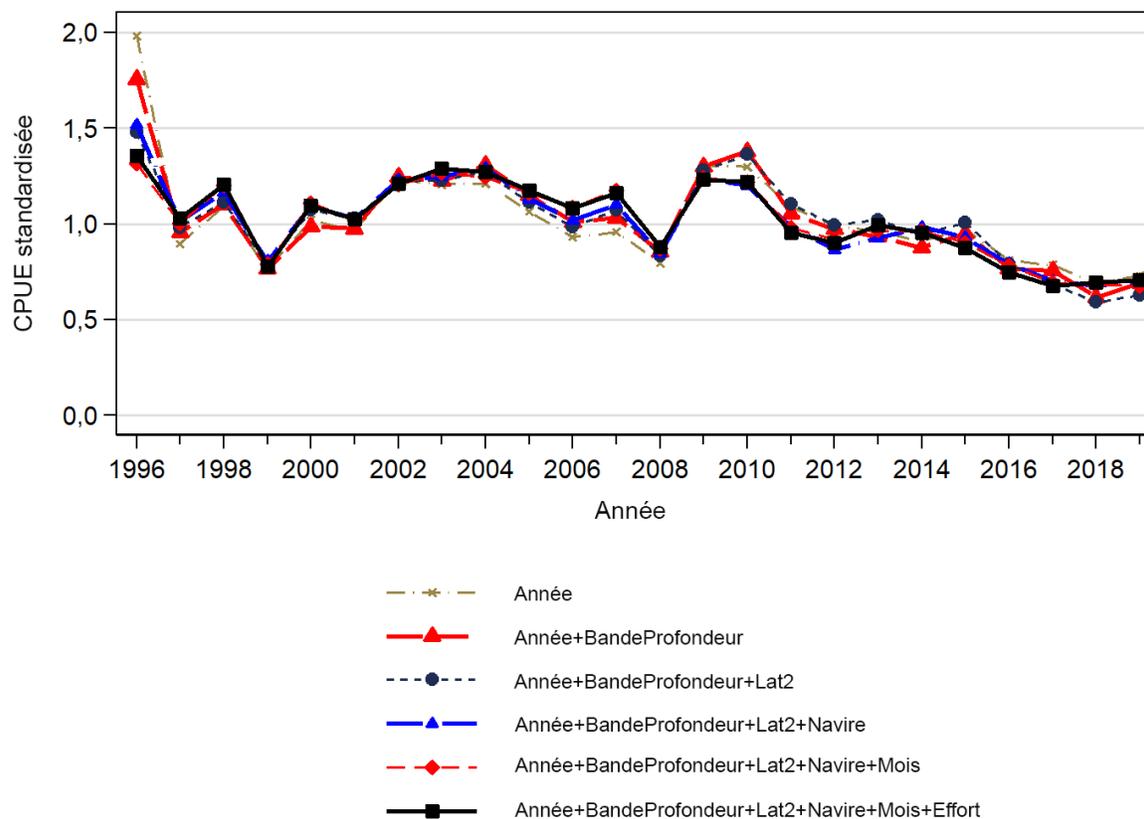


Figure C.21. Graphique montrant les coefficients annuels après l'ajout de chaque variable successive de l'analyse de régression log-normale standardisée pour le complexe issu de la pêche au chalut de fond menée dans les zones 3CD5AB. Le modèle final est représenté par une ligne noire pleine et épaisse. Chaque ligne a été mise à l'échelle de façon à ce que la moyenne géométrique soit égale à 1,0.

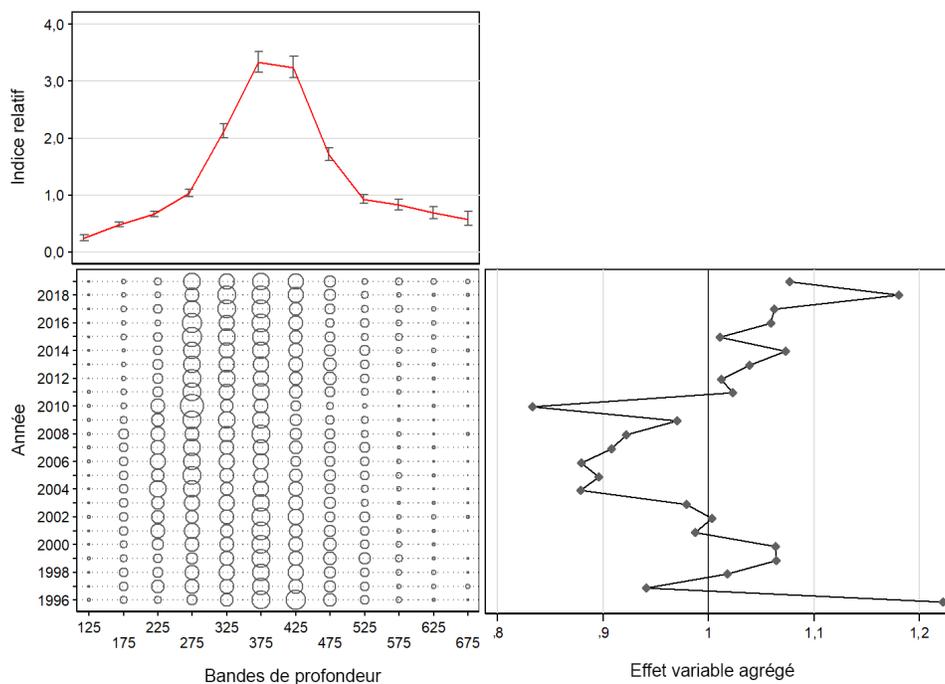


Figure C.22. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Depth_bands] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

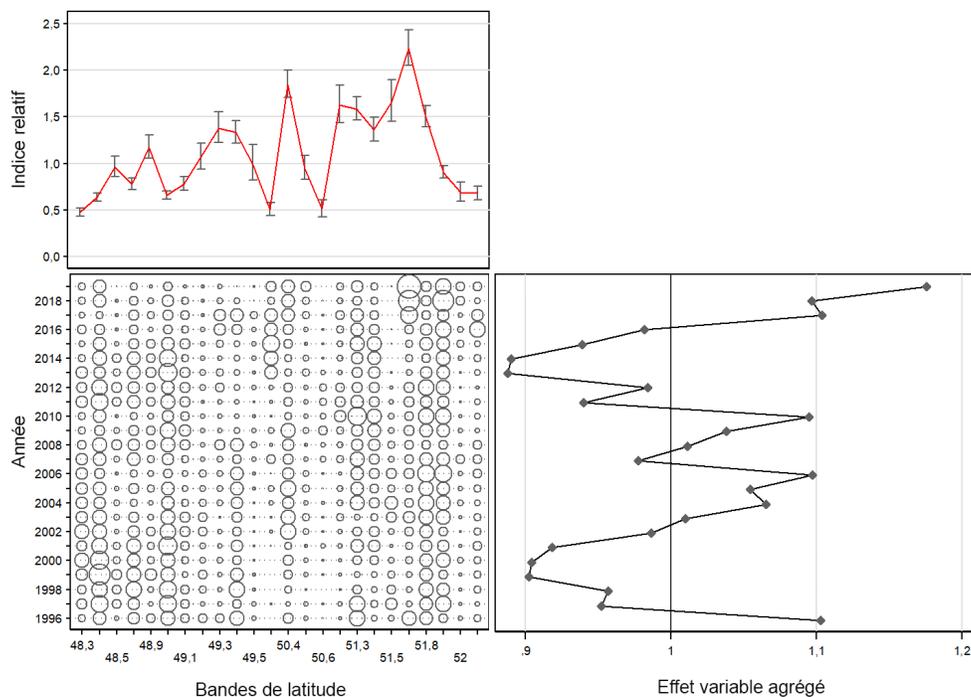


Figure C.23. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Latitude_bands] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulatif de la variable par année (en bas à droite).

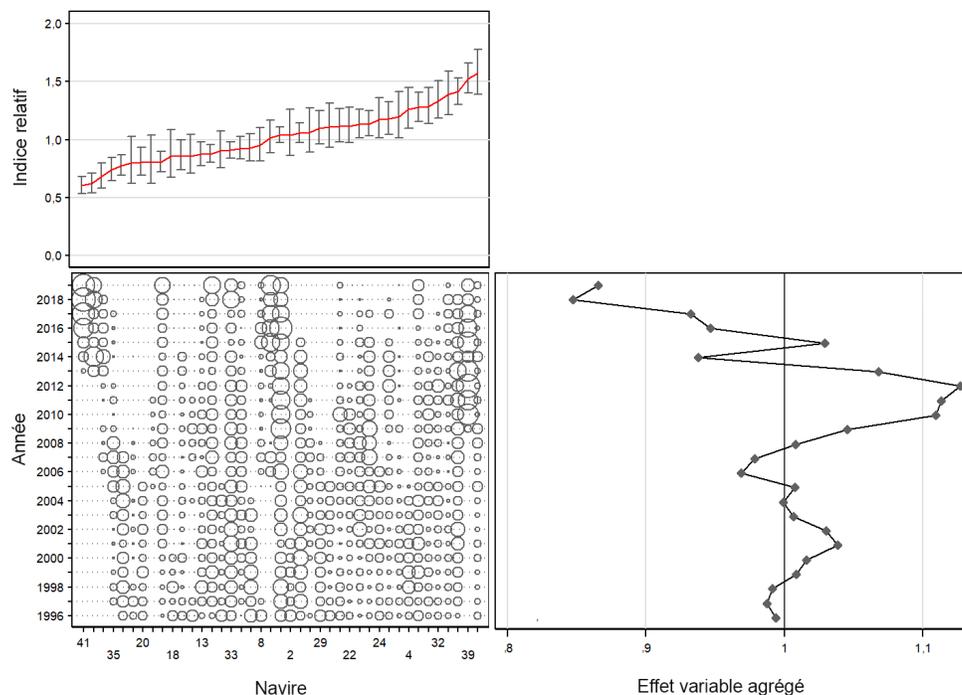


Figure C.24. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Vesse] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

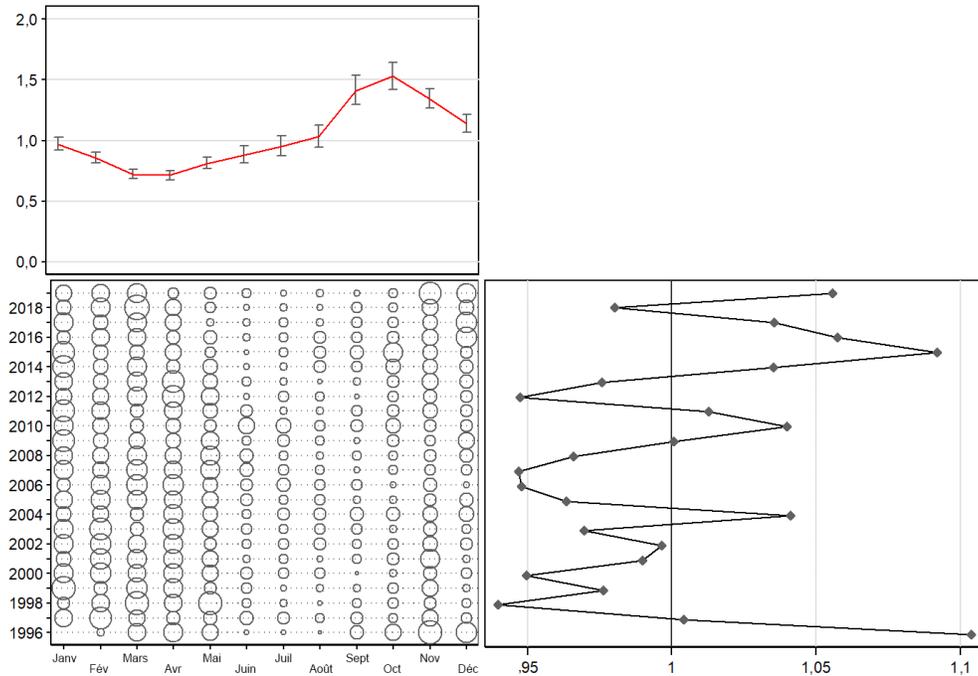


Figure C.25. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Month] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulatif de la variable par année (en bas à droite).

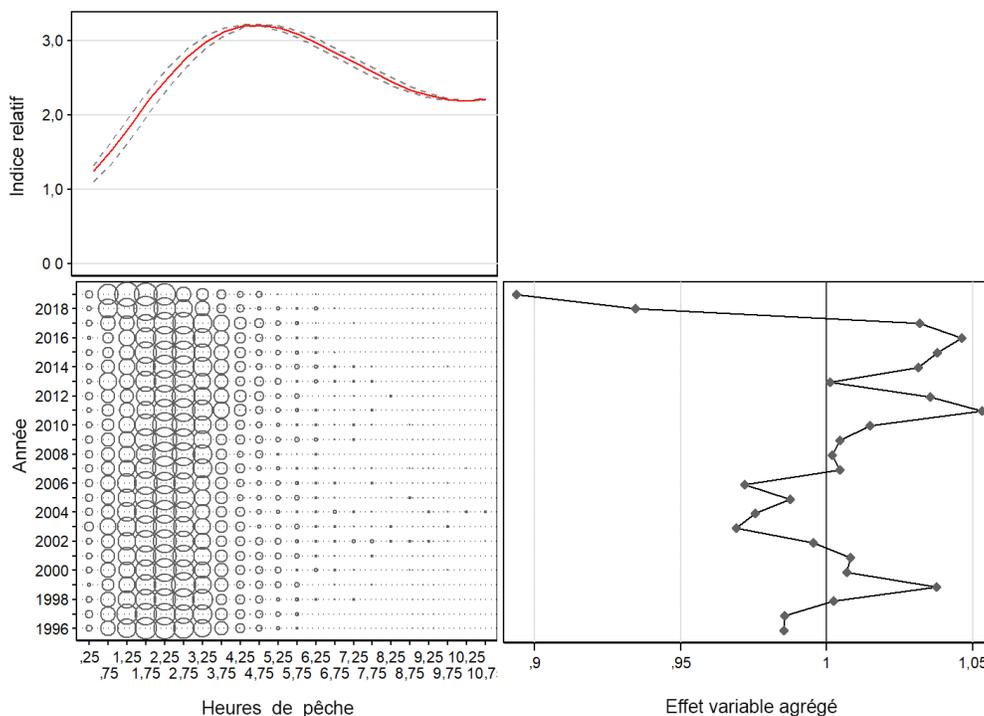


Figure C.26. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Hours fishing] dans le modèle de régression log-normale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

C.5.4.2. Pêche au chalut de fond : modèle logit binomial

On a proposé au modèle les variables indépendantes utilisées dans le modèle log-normal, de façon séquentielle. On a commencé par la variable catégorielle de l'année, jusqu'à ce que l'amélioration de la valeur de R^2 du modèle soit inférieure à 1 % (tableau C.14). On a utilisé une variable binaire de 1 pour les traits avec des prises positives et de 0 pour les traits de prises nulles, à titre de variable dépendante. Le modèle binomial final représentait 40 % de la déviance totale du modèle, moins de 1 % seulement étant attribuable à la variable de l'année. La série d'indices de CPUE obtenue est présentée à la figure C.27.

Tableau C.14. Ordre d'acceptation des variables dans le modèle binomial de présence/absence de rejets et débarquements vérifiés associée à la pêche au chalut de fond du complexe dans les zones 3CD5AB et écarts expliqués (R^2) pour chaque variable. Les variables acceptées dans le modèle sont indiquées en gras avec un *. L'année a été forcée comme première variable.

Variable	1	2	3	4	5
Année*	0,0075	-	-	-	-
Intervalle de profondeurs*	0,3531	0,3581	-	-	-
Intervalle de latitude de 0,1**	0,1011	0,1061	0,3844	-	-
Navire*	0,0498	0,0535	0,3735	0,3976	-
Heures de pêche	0,0301	0,0378	0,3737	0,3961	0,4072
Mois	0,0384	0,0446	0,3662	0,3929	0,4049
Lieu de pêche du MPO*	0,1175	0,1237	0,3819	0,3911	0,4043
Amélioration de l'écart	0	0,3506	0,0263	0,0132	0,0096

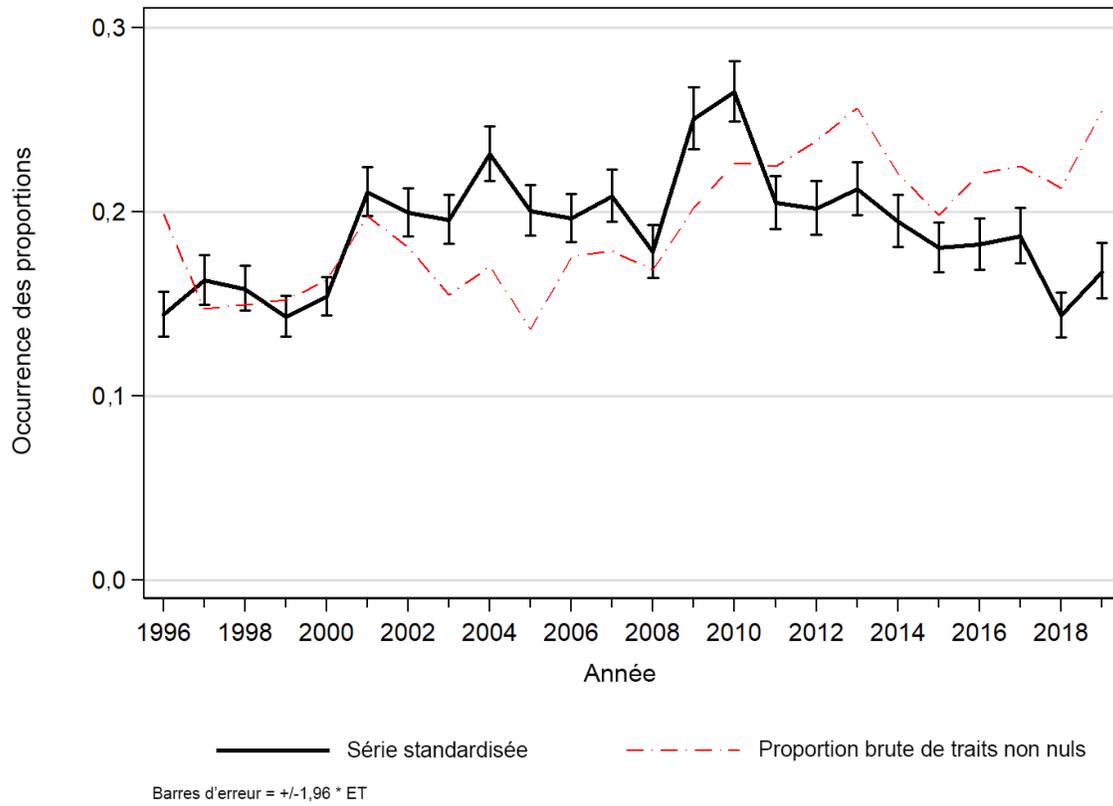


Figure C.27. Série d'indices du modèle binomial pour la pêche au chalut de fond menée dans les zones 3CD5AB montrant également la tendance dans la proportion de traits nuls tirée du même ensemble de données.

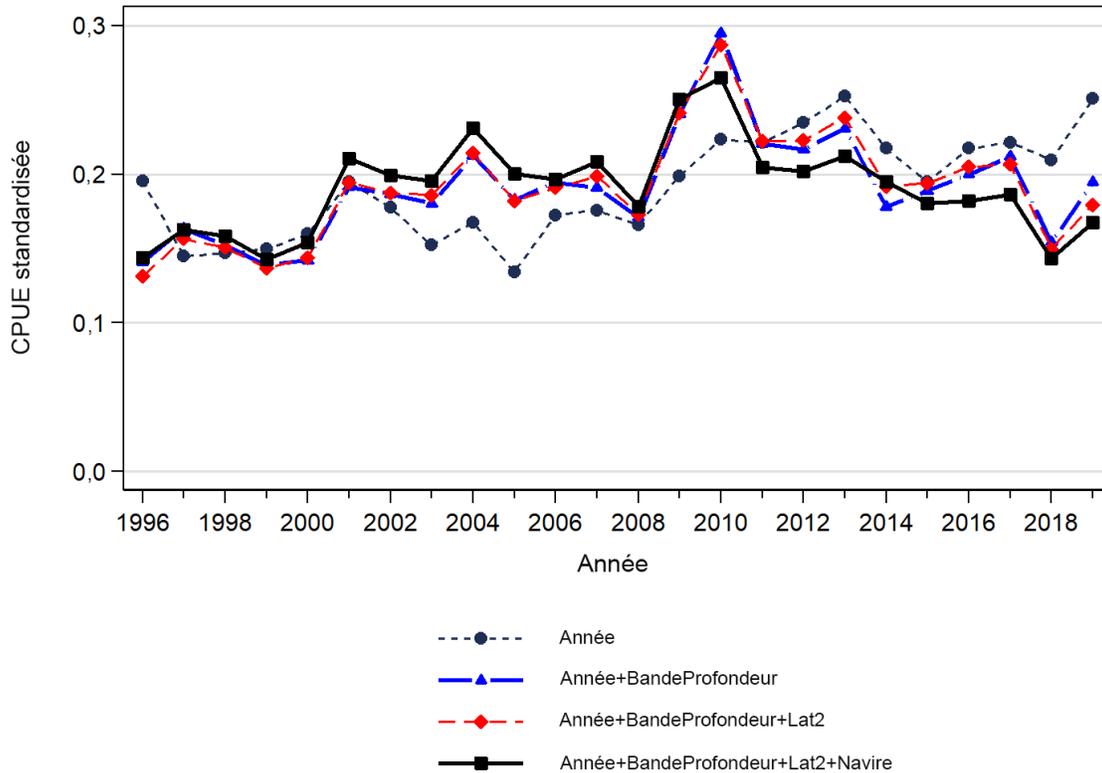


Figure C.28. Graphique montrant les coefficients annuels après l'ajout de chaque variable successive de l'analyse de régression binomiale standardisée pour le complexe issu de la pêche au chalut de fond menée dans les zones 3CD5AB. Le modèle final est représenté par une ligne noire pleine et épaisse. Chaque ligne a été mise à l'échelle de façon à ce que la moyenne géométrique soit égale à 1,0.

Les variables indépendantes sélectionnées étaient [0.1° Latitude_bands], [Depth_bands] et [Ves1], en plus de [Year]. Cette série standardisée binomiale diffère de la série log-normale, en ce sens qu'elle augmente généralement jusqu'au début des années 2010 et diminue ensuite jusqu'à la fin de la série (figure C.27). La série binomiale change aussi beaucoup par rapport à la série non standardisée, qui augmente généralement sur toute la période. Un graphique graduel (figure C.28) représentant l'effet de l'ajout de chaque variable indépendante montre qu'une grande partie du décalage par rapport à la série non standardisée se produit lors de l'ajout de la première variable [Depth_bands] (figure C.29), qui a tendance à faire augmenter la profondeur (avec une augmentation correspondante de l'occurrence) dans la seconde moitié de la série. On note aussi un fort mouvement à la baisse de l'occurrence en 1996, la première année de la série. L'ajout de la variable [0.1° Latitude_bands] (figure C.30) a un effet variable sur la série, passant au-dessus et au-dessous de la ligne 1,0 chaque année. L'ajout de la variable [Ves1] (figure C.31) a un effet plus systématique, avec un fort effet de tendance à passer de navires principalement moins performants à des navires plus performants, aboutissant à la tendance finale standardisée.

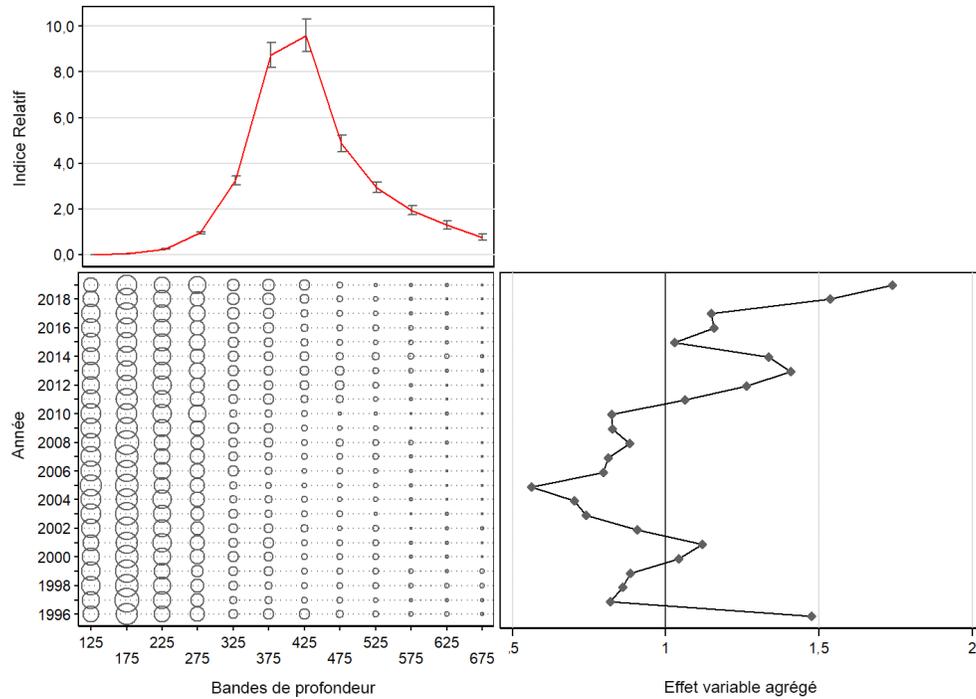


Figure C.29. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Depth bands] dans le modèle de régression binomiale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

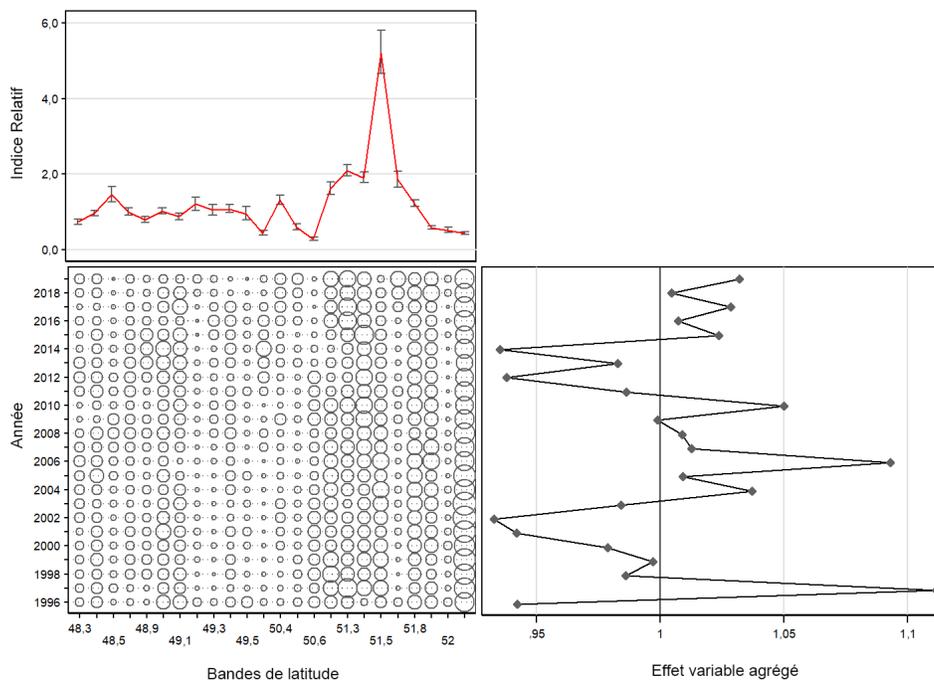


Figure C.30. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Latitude bands] dans le modèle de régression binomiale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

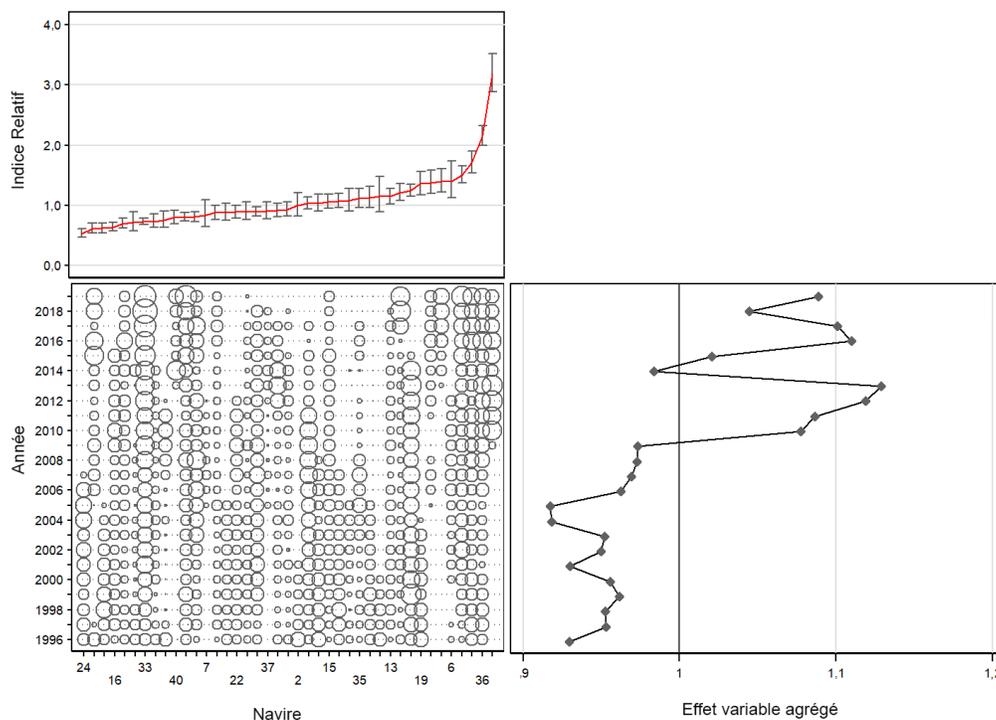


Figure C.31. Graphique CDI illustrant l'effet de l'introduction de la variable catégorielle [Vessel] dans le modèle de régression binomiale pour le complexe capturé dans le cadre des activités de pêche au chalut de fond menées dans les zones 3CD5AB. Chaque graphique est constitué de sous-graphiques montrant l'effet selon le niveau de la variable (en haut à gauche), la distribution relative par année des enregistrements de la variable (en bas à gauche) et l'effet cumulé de la variable par année (en bas à droite).

C.5.4.3. Pêche au chalut de fond : modèle combiné

Les deux séries montrent une combinaison des effets des deux modèles contributeurs lorsqu'ils sont combinés au moyen de l'équation Eq. C.4 (figure C.32). La première partie de la série obtenue ressemble à la composante binomiale, affichant une tendance légèrement à la hausse jusqu'à un pic vers 2010, suivie d'une tendance à la baisse jusqu'à la fin de la série, qui ressemble davantage à la composante log-normale.

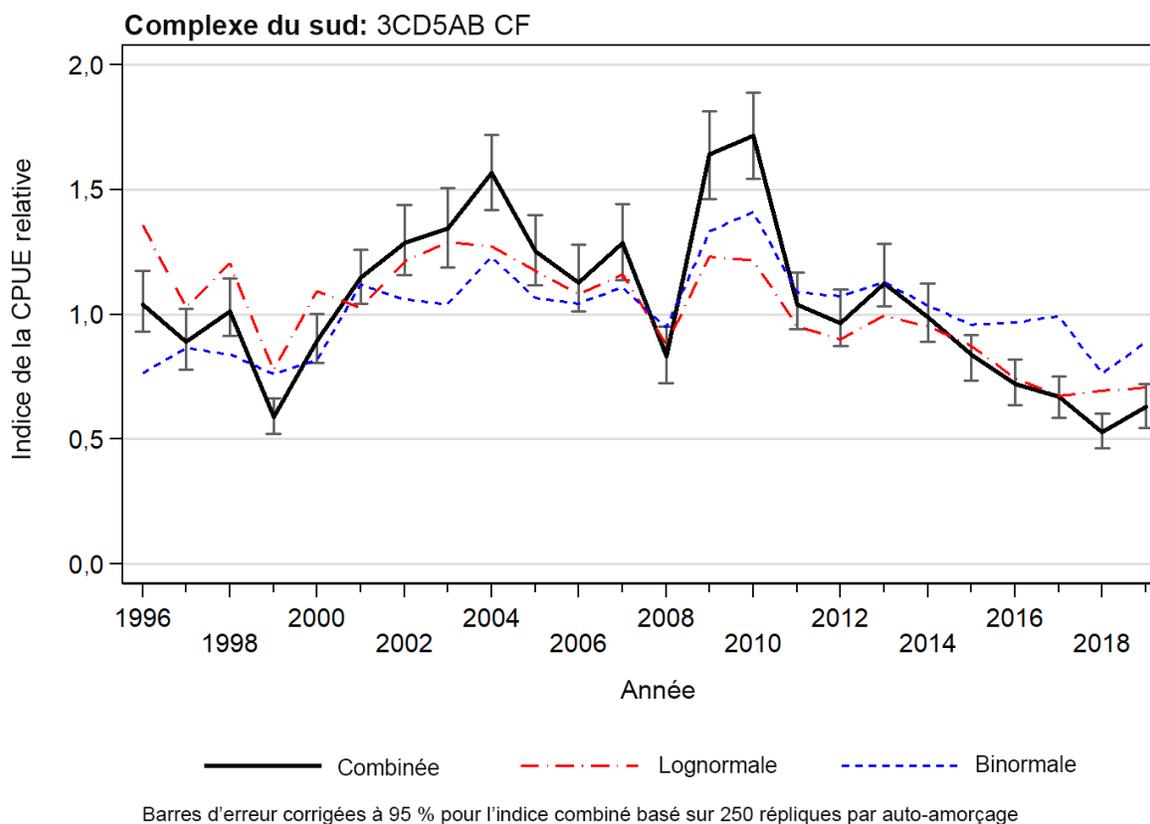


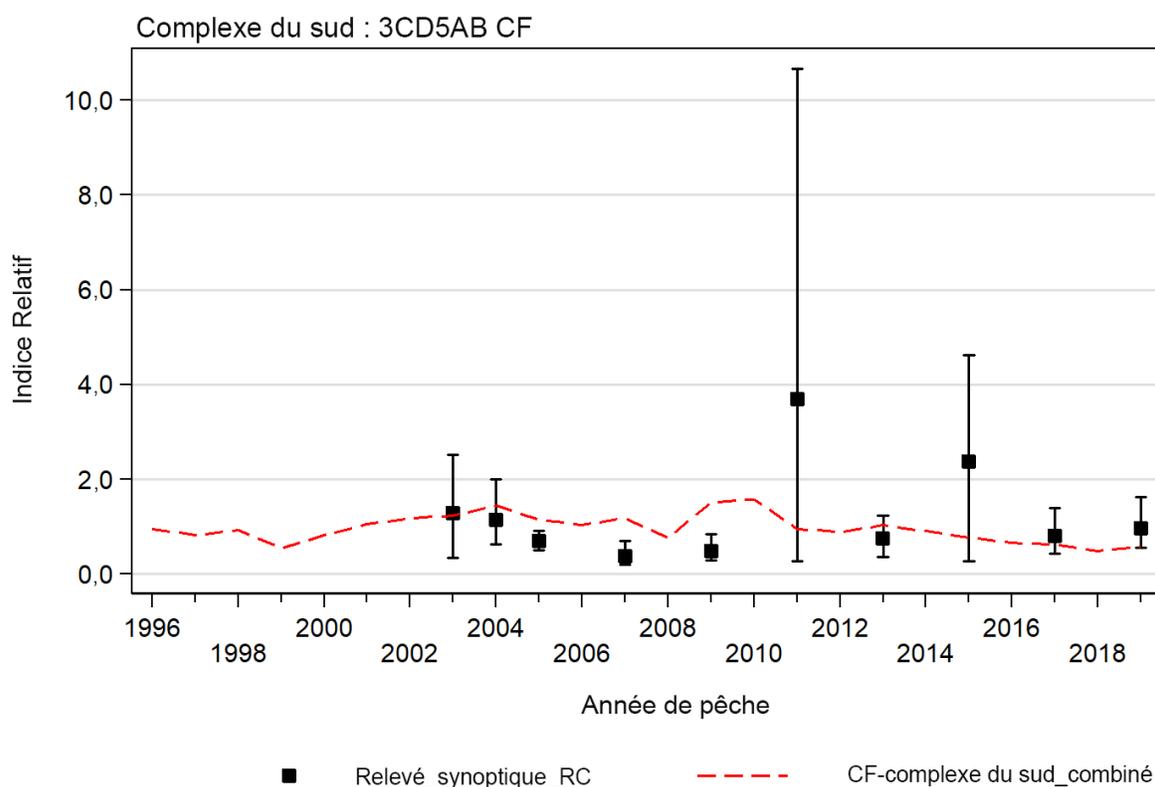
Figure C.32. Série d'indices combinée (Eq. C.4) pour la pêche au chalut de fond du complexe du sud menée dans les zones 3CD5AB, montrant également les séries d'indices contributives log-normale et binomiale. Les limites de confiance sont fondées sur 250 tirages de la méthode bootstrap.

C.5.5. Indices de l'abondance relative du complexe du sud

Le tableau C.15 résume la série d'indices de l'abondance relative et les erreurs-types connexes provenant de l'analyse de CPUE du complexe du sud. Les indices de CPUE utilisés dans le modèle d'évaluation du stock structuré selon l'âge sont représentés par des indices delta-log-normaux (combinés) provenant des données sur la pêche au chalut de fond (figure C.32 et tableau C.15). Les écarts-types bootstrap connexes ont été utilisés comme coefficients de variation initiaux lors de l'ajustement du modèle d'évaluation du stock; on les a ensuite modifiés en ajoutant divers niveaux d'erreur de processus qui ont changé l'ajustement relatif du modèle à ces indices.

Tableau C.15. Indices relatifs des CPUE annuelles selon les modèles arithmétique, non standardisé et log-normal des prises non nulles du complexe du sud provenant de la pêche au chalut de fond menée dans les zones 3CD5AB. Le tableau présente également les indices du modèle binomial sur la présence ou l'absence de débarquements et de rejets dans cette pêche et les indices du modèle combiné delta-log-normal (Eq. C.4). Tous les indices ont été ajustés pour que leur moyenne géométrique soit égale à 1,0. Les limites de confiance analytique supérieures et inférieures à 95 % et l'erreur-type connexe sont présentées pour le modèle log-normal, tandis que les limites de confiance supérieures et inférieures à 95 % relatives à la méthode bootstrap, et l'erreur-type connexe, sont présentées pour le modèle combiné.

Année	Indice arithmétique (Eq. C.1)	Indice arithmétique (Eq. C.2)	Modèle log-normal (Eq. C.3)				Indice arithmétique (Eq. C.3)	Modèle combiné (Eq. C.4)			
			Indice	Limite inférieure	Limite supérieure	ET		Indice	Limite inférieure	Limite supérieure	ET
1996	2,425	2,044	1,357	1,228	1,498	0,0507	0,766	1,039	0,932	1,175	0,0599
1997	1,009	0,932	1,028	0,930	1,137	0,0513	0,865	0,889	0,780	1,023	0,0714
1998	0,995	1,092	1,205	1,096	1,324	0,0481	0,841	1,014	0,913	1,145	0,0613
1999	0,722	0,700	0,776	0,708	0,850	0,0464	0,761	0,590	0,520	0,665	0,0640
2000	0,935	1,002	1,095	1,009	1,188	0,0417	0,818	0,896	0,806	1,001	0,0513
2001	0,831	0,941	1,026	0,948	1,109	0,0399	1,121	1,149	1,044	1,260	0,0482
2002	1,076	1,202	1,212	1,121	1,311	0,0399	1,061	1,286	1,157	1,438	0,0548
2003	1,282	1,284	1,290	1,187	1,402	0,0425	1,041	1,343	1,189	1,508	0,0604
2004	1,206	1,265	1,273	1,174	1,381	0,0415	1,230	1,566	1,418	1,719	0,0521
2005	1,119	1,095	1,175	1,077	1,282	0,0443	1,067	1,254	1,116	1,399	0,0568
2006	0,973	0,989	1,081	0,995	1,175	0,0423	1,045	1,129	1,012	1,279	0,0537
2007	0,991	0,952	1,161	1,064	1,266	0,0442	1,109	1,287	1,140	1,441	0,0575
2008	0,936	0,817	0,881	0,799	0,971	0,0495	0,948	0,835	0,726	0,951	0,0691
2009	1,475	1,288	1,233	1,132	1,342	0,0432	1,333	1,643	1,464	1,813	0,0548
2010	1,347	1,264	1,217	1,124	1,318	0,0407	1,411	1,717	1,545	1,888	0,0503
2011	0,972	0,975	0,954	0,879	1,035	0,0415	1,089	1,039	0,941	1,169	0,0530
2012	0,969	0,924	0,901	0,827	0,981	0,0437	1,073	0,967	0,873	1,100	0,0584
2013	1,034	0,949	0,996	0,918	1,080	0,0417	1,130	1,125	1,032	1,282	0,0537
2014	0,777	0,846	0,953	0,874	1,040	0,0446	1,036	0,988	0,891	1,123	0,0579
2015	1,097	0,900	0,875	0,800	0,957	0,0457	0,960	0,840	0,735	0,919	0,0564
2016	0,851	0,742	0,745	0,681	0,816	0,0463	0,969	0,722	0,638	0,820	0,0619
2017	0,699	0,739	0,675	0,614	0,741	0,0481	0,993	0,670	0,586	0,752	0,0611
2018	0,646	0,812	0,694	0,629	0,766	0,0504	0,764	0,530	0,464	0,602	0,0651
2019	0,688	0,936	0,707	0,638	0,784	0,0529	0,890	0,630	0,547	0,720	0,0701



Chaque série relative a été mise à l'échelle de sorte que la moyenne géométrique soit égale à 1,0 de 2003-2005, 2007, 2009, 2011, 2013, 2015, 2017, 2019

Figure C.33. Comparaison de la série du relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte avec la série d'indices combinés (Eq. C.4) pour la pêche au chalut de fond du complexe du sud menée dans les zones 3CD5AB. Les limites de confiance sont fondées sur 1 000 tirages de la méthode bootstrap.

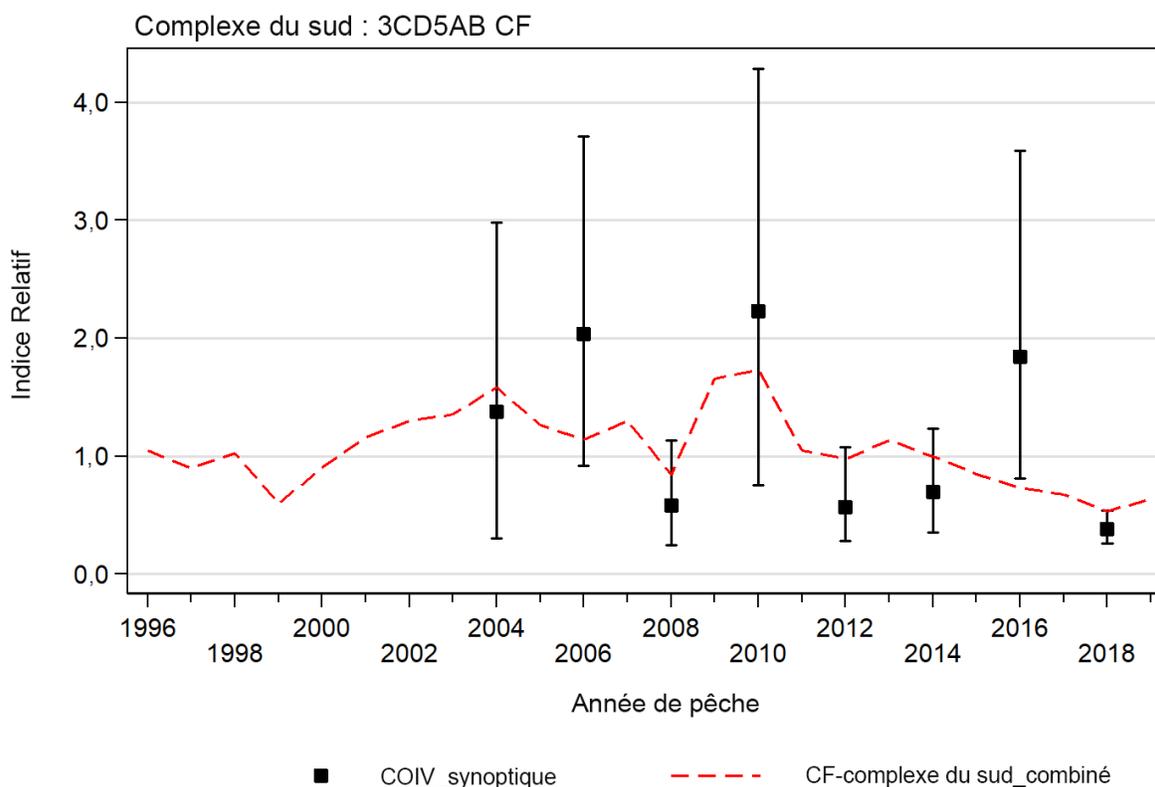
C.5.6. Comparaison de la série combinée du complexe du sud avec les relevés synoptiques

C.5.6.1. Relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte

La figure C.33 permet de comparer la série combinée du complexe du sud (figure C.32 et tableau C.15) à la série de la biomasse relative du relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir l'annexe B, section B.2). Cette comparaison est difficile à évaluer compte tenu des très grandes barres d'erreur associées à l'indice de 2011. Toutefois, les deux séries concordent dans l'ensemble, compte tenu du niveau élevé de variabilité qui semble associé à ce relevé.

C.5.6.2. Relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver

La figure C.34 permet de comparer la série combinée du complexe du sud (figure C.32 et tableau C.15) à la série de la biomasse relative du relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (voir l'annexe B, section B.3). Cette comparaison est également difficile à évaluer compte tenu des grandes barres d'erreur associées aux indices plus élevés en 2004, 2006, 2010 et 2016. L'indice de 2018 est le plus faible de la série; les indices de 2012 et de 2014 sont également faibles. Cet ensemble d'indices faibles, nonobstant l'indice plus élevé de 2016, tend à corroborer la tendance à la baisse par rapport à 2010 dans la série de CPUE.



Chaque série relative a été mise à l'échelle de sorte que la moyenne géométrique soit égale à 1,0 de 2003-2005, 2007, 2009, 2011, 2013, 2015, 2017, 2019

Figure C.34. Comparaison de la série du relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver avec la série d'indices combinés (Eq. C.4) pour la pêche au chalut de fond du complexe du sud menée dans les zones 3CD5AB. Les limites de confiance sont fondées sur 1 000 tirages de la méthode bootstrap.

C.6. COMPARAISON DES SÉRIES COMBINÉES DU COMPLEXE DU NORD ET DU COMPLEXE DU SUD

La figure C.35 permet de comparer la série combinée pour le complexe du nord (zone 5DE) avec la série équivalente pour le complexe du sud (zone 3CD5AB). Bien qu'elles se trouvent toutes deux au même endroit à la fin de la série (environ 60 % de la moyenne de la série), elles suivent des trajectoires assez différentes pour y arriver. La série du complexe du nord a atteint plus du double de sa moyenne en 2016, avant de chuter à 60 % de celle-ci en 2019. La série du complexe du sud atteint son apogée aux alentours de 2010, soit de 50 à 60 % de plus que la moyenne de la série, puis retombe graduellement jusqu'à 60 % de sa moyenne en 2019.

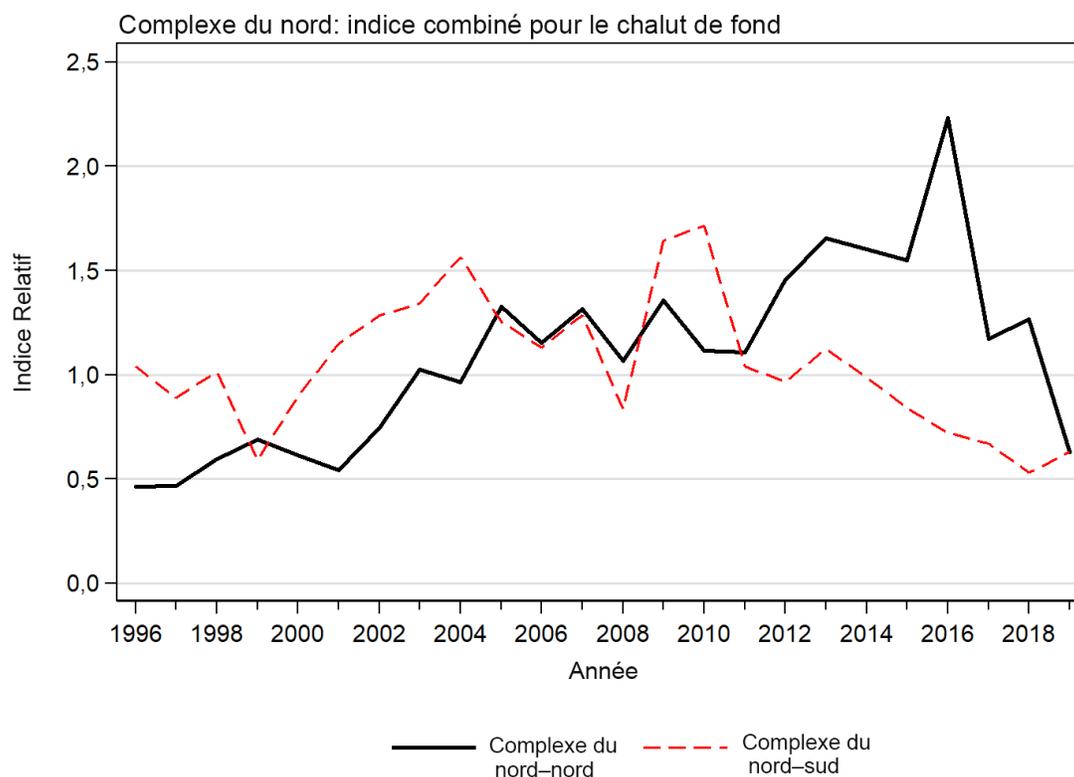


Figure C.35. Comparaison de la série de l'indice combiné de la pêche au chalut du complexe du nord menée dans les zones 5DE avec l'indice combiné de la pêche au chalut du complexe du sud menée dans les zones 3CD5AB.

C.7. RÉFÉRENCES – CPUE

- Bentley, N., Kendrick, T.H., Starr, P.J., and Breen, P.A. 2012. [Influence plots and metrics: tools for better understanding fisheries catch-per-unit-effort standardizations](#). ICES J. Mar. Sci. 69(1): 84-88.
- Creamer, J.M. 2016. [Using genetic species identification and environmental data to distinguish historical catches of cryptic Blackspotted Rockfish \(*Sebastes melanostictus*\) and Rougheye Rockfish \(*Sebastes aleutianus*\) in British Columbia](#). Master's thesis, Simon Fraser University, Burnaby, BC, 40 p.
- Fletcher, D., Mackenzie, D. and Villouta, E. 2005. [Modelling skewed data with many zeros: A simple approach combining ordinary and logistic regression](#). Environmental and Ecological Statistics 12, 45–54.
- Francis, R.I.C.C. 2001. [Orange roughy CPUE on the South and East Chatham Rise](#). N.Z. Fish. Ass. Rep. 2001/26: 30 pp.
- Quinn, T.R. and R.B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press. 542 pp.
- Rutherford, K.L. 1999. [A brief history of GFCatch \(1954-1995\), the groundfish catch and effort database at the Pacific Biological Station](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2299: v + 66 p.

ANNEXE D. DONNÉES BIOLOGIQUES

La présente annexe décrit des analyses de données biologiques sur deux stocks du complexe sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires de la côte britanno-colombienne : « complexe du nord » pour le complexe dans les zones 5DE de la CPMP¹⁰ et « complexe du sud » pour le complexe dans les zones 3CD5AB. Le sébaste à œil épineux (RER, code 394¹¹ dans la GFBio) et le sébaste à taches noires (BSR, code 425 dans GFBio) se mélangent dans toute l'aire de répartition du complexe; toutefois, des analyses définitives séparant les deux espèces dans l'espace n'ont pas encore été élaborées. Dans l'annexe, « BSR » fait référence au sébaste à taches noires génétiquement déterminé et « RER » au sébaste à œil épineux génétiquement déterminé.

Dans la présente annexe, les analyses comprennent la relation longueur-poids, les modèles de croissance de von Bertalanffy, la chronologie de la maturité, la mortalité naturelle et les proportions selon l'âge à utiliser dans les modèles d'évaluation des stocks fondés sur les prises selon l'âge du complexe (voir les sections 0 et D.2). En outre, on a examiné ces données pour déterminer les différences entre les stocks des diverses zones (complexe du nord, complexe du sud) et les espèces déterminées génétiquement (section D.3). Toutes les analyses biologiques reposent sur les données relatives au complexe qui ont été extraites de la base de données sur le poisson de fond GFBioSQL de Pêches et Océans Canada (MPO) le 28 février 2020 (72 789 enregistrements). Pour la plupart des analyses, les critères de sélection des données généraux sont résumés dans le tableau D.1, mais la sélection des données peut varier d'une analyse à l'autre.

¹⁰ Voir à l'annexe A le contexte historique de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP).

¹¹ GFBio a remplacé le code du sébaste à œil épineux par « 009 », conservant le code « 394 » pour le complexe; cependant, la plupart des enregistrements sont toujours enregistrés comme « 394 ».

Tableau D.1. Critères de sélection des données pour les analyses allométriques et de croissance des données biologiques sur le bocaccio.

Champ	Critères	Remarques
Type de sortie	[trip_type] == c(2,3) [trip_type] == c(1,4,5)	Définition des observations issues d'activités de recherche Définition des observations issues de la pêche commerciale
Type d'échantillon	[sample_type] == c(1,2,6,7,8)	Échantillons aléatoires ou totaux seulement
Méthode de détermination de l'âge	[agemeth] == c(3, 17) ou ==(0 & [year]>=1980) ou == 1 pour âges 1:3	Méthode de « cassure et brûlage » ou méthode de cuisson inconnue à partir de 1980 (on présume qu'il s'agit de la méthode de « cassure et brûlage »); observations à la surface pour les jeunes individus
Code de catégorie de l'espèce	[SPECIES_CATEGORY_CODE]==1 (ou 3)	1 = Échantillons non triés 3 = Échantillons triés (conservés)
Code de sexe	[sex] == c(1,2)	Sexe clairement déterminé (1 = mâle; 2 = femelle)
Code de zone	[stock]z sélectionner une zone de stock valide (côte britanno-colombienne)	Codes des zones principales de la CPMP 3:9

Il convient de noter que les codes des données de la base GFBioSQL pour le champ sex (1 = mâle; 2 = femelle) sont inversés par rapport aux codes du modèle des prises selon l'âge (1 = femelle; 2 = mâle)CYCLE BIOLOGIQUE

D.1.1. Allométrie – Poids et longueur

Une relation log-linéaire avec des erreurs additives a été ajustée aux données sur les femelles ($s = 2$), sur les mâles ($s = 1$), puis sur les sexes combinés pour toutes les paires de données

valides sur le poids et la longueur i , $\{W_{is}, L_{is}\}$:

$$\text{Éq. D.1} \quad \ln(W_{is}) = \alpha_s + \beta_s \ln(L_{is}) + \varepsilon_{is}, \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$$

où α_s et β_s représentent les paramètres de l'ordonnée à l'origine et de la pente, respectivement, pour chaque sexe s .

On a utilisé des échantillons issus de la pêche commerciale et de relevés de recherche de façon indépendante, sans égard au type d'engin utilisé, pour calculer les paramètres longueur-poids à considérer dans le modèle (tableau D.2). Toutefois, on a choisi d'utiliser seulement les données provenant de relevés ou d'activités de recherche (figure D.1 et figure D.2). Les données sur le poids provenant de la pêche commerciale n'étaient pas aussi nombreuses que celles issues de relevés de recherche et avaient tendance à représenter davantage les poissons de taille moyenne (40 à 60 cm) que les autres tailles.

Tableau D.2. Estimations des paramètres longueur-poids, erreurs-types (ET) et nombre d'observations (n) d'individus du complexe (femelles, mâles et sexes combinés) pour tous les échantillons issus de la pêche commerciale et de relevés, sans égard au type d'engin, de 1988 à 2019. P_i = poids du spécimen (kg); $P_{préd}$ = poids prédit à partir de l'ensemble de données ajustées. (R) : données issues de relevés; (C) = données issues de la pêche commerciale.

Stock	Sexe	n	ln(a)	ET ln(a)	b	ET b	P_i moyen	ET P_i	P_i min.	P_i max.	$P_{préd}$ moyen
Complexe											
N	F	4 965	-11,586	0,029	3,133	0,008	1,746	0,828	0,015	11,470	1,800
5DE	M	5 340	-11,493	0,028	3,104	0,007	1,694	0,711	0,012	9,915	1,713
(R)	F+M	10 306	-11,538	0,020	3,118	0,005	1,719	0,770	0,012	11,470	1,755
BSR	F	1 811	-11,589	0,031	3,132	0,008	1,524	0,918	0,014	11,470	1,537
génétique	M	1 920	-11,608	0,031	3,136	0,008	1,447	0,764	0,012	9,615	1,465
(R)	F+M	3 728	-11,582	0,022	3,130	0,006	1,485	0,843	0,014	11,470	1,500
Complexe											
N	F	1 826	-10,776	0,073	2,924	0,019	1,697	0,638	0,250	8,147	1,774
5DE	M	1 672	-10,877	0,075	2,945	0,020	1,610	0,554	0,527	6,561	1,740
(C)	F+M	3 499	-10,859	0,053	2,943	0,014	1,657	0,603	0,250	8,147	1,758
Complexe											
S	F	3 612	-11,404	0,018	3,086	0,005	1,377	0,843	0,007	11,015	1,404
3CD5AB	M	4 199	-11,382	0,016	3,076	0,004	1,332	0,674	0,005	4,835	1,454
(R)	F+M	7 809	-11,389	0,012	3,080	0,003	1,353	0,757	0,005	11,015	1,433
RER	F	1 184	-11,474	0,030	3,111	0,008	1,502	0,911	0,007	5,935	1,505
génétique	M	1 423	-11,447	0,024	3,100	0,006	1,428	0,815	0,005	6,600	1,434
(R)	F+M	2 608	-11,466	0,019	3,107	0,005	1,462	0,861	0,005	6,600	1,466
Complexe											
S	F	1 240	-7,917	0,185	2,180	0,048	1,625	0,414	0,500	4,900	1,634
3CD5AB	M	1 136	-7,793	0,172	2,146	0,045	1,574	0,399	0,500	4,200	1,597
(C)	F+M	2 373	-7,881	0,125	2,170	0,033	1,599	0,405	0,500	4,900	1,615

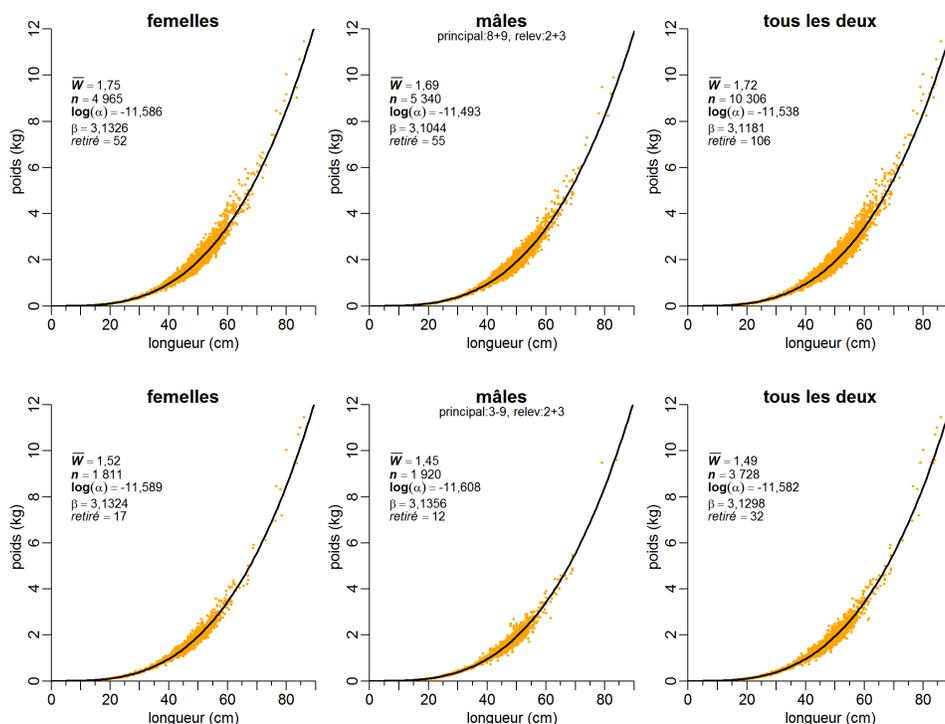


Figure D.1. Relation longueur-poids pour le complexe du nord selon la zone (en haut) et le sébaste à taches noires selon la génétique (en bas), calculée à partir d'échantillons issus de relevés de recherche. On a éliminé les enregistrements pour lesquels la valeur absolue des résidus standardisés était supérieure à 3 (en commençant par un ajustement préliminaire).

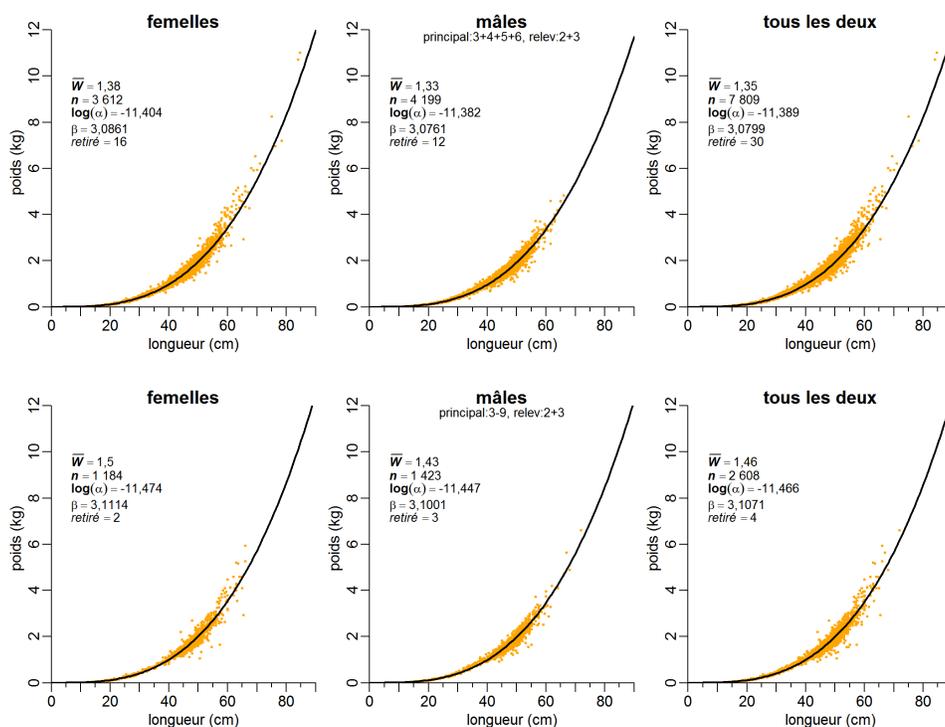


Figure D.2. Relation longueur-poids pour le complexe du sud selon la zone (en haut) et sébaste à œil épineux selon la génétique (en bas), calculée à partir d'échantillons issus de relevés de recherche. On a éliminé les enregistrements pour lesquels la valeur absolue des résidus standardisés était supérieure à trois (en commençant par un ajustement préliminaire).

D.1.2. Croissance – Longueur par rapport à l'âge

Les données sur l'âge déterminées selon les otolithes étaient abondantes pour les relevés et les sorties de pêche commerciale. Par conséquent, on a utilisé les données issues de relevés pour déterminer la croissance au moyen du modèle. Sur les 15 211 enregistrements contenant des données sur l'âge, 15 204 comportaient des données concordantes sur la longueur, 15 038 convenaient à l'analyse de la croissance selon le sexe et 7 683 provenaient de relevés de recherche et ont été utilisés dans les analyses de la croissance du complexe (femelles = 3 608 spécimens, mâles = 4 075 spécimens). L'âge a été déterminé en majorité au moyen de la méthode de « cassure et brûlage » (MacLellan 1997). Il y avait 4 116 spécimens du complexe du nord et 3 214 spécimens du complexe du sud. Sur les 7 683 enregistrements utilisés pour l'analyse de la croissance, 2 441 ont été génétiquement identifiés comme étant des sébastes à taches noires (BSR) et 2 193 comme étant des sébastes à œil épineux (RER). Le tableau D.3 résume la disponibilité de tous les otolithes du complexe.

Tableau D.3. Nombre d'otolithes de spécimens du complexe dont l'âge a été déterminé selon diverses méthodes. Le nombre d'échantillons est inscrit entre parenthèses et n'est pas cumulatif selon le sexe (c.-à-d. que les otolithes par sexe proviennent habituellement du même échantillon). Les échantillons provenant d'une sortie de pêche par navire affrété ont été prélevés lors d'un relevé de pêche mené au moyen d'un navire commercial. Ces otolithes ont été recueillis de 1967 à 2018.

Type de sortie	Activité	Méthode de détermination de l'âge	Femelle	Mâle	Inconnu
Autre qu'observations canadiennes	Pêche commerciale	Inconnu	---	1 (1)	---
Autre qu'observations canadiennes	Pêche commerciale	Coupe mince	82 (2)	110 (2)	---
Autre qu'observations canadiennes	Pêche commerciale	Cassure et brûlage	1272 (49)	1471 (49)	1 (1)
Recherche	Relevé	Observations à la surface	8 (4)	14 (12)	31 (17)
Recherche	Relevé	Cassure et brûlage	842 (263)	992 (286)	23 (16)
Affrété	Relevé	Coupe mince	1 (1)	1 (1)	---
Affrété	Relevé	Cassure et brûlage	2 762 (495)	3 071 (517)	13 (10)
Observations canadiennes	Pêche commerciale	Cassure et brûlage	2 182 (92)	2 282 (92)	52 (8)

La croissance a été formulée sous forme de modèle de von Bertalanffy, les longueurs selon le

sexe, L_{is} , pour les individus $i = 1, \dots, n_s$ étant calculée selon :

$$\text{Éq. D.2} \quad L_{is} = L_{\infty s} \left[1 - e^{-\kappa_s (a_{is} - t_{0s})} \right] + \varepsilon_{is}, \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$$

où pour chaque sexe s ,

$L_{\infty s}$ = longueur moyenne à l'âge maximal d'un individu

κ_s = coefficient du taux de croissance et

t_{0s} = âge auquel la taille moyenne est nulle.

Le logarithme du rapport de vraisemblance négatif pour chaque sexe s utilisé pour la minimisation correspond à :

$$\ell(L_{\infty}, \kappa, t_0, \sigma) = n \ln(\sigma) + \frac{\sum_i^n (L_i - L_i)^2}{2\sigma^2}, \quad i = 1, \dots, n.$$

D.1.2.1. Estimation à l'aide de la vraisemblance maximale

Divers ajustements de l'estimation de la vraisemblance maximale ont été apportés pour les données sur la longueur par rapport à l'âge. On a utilisé deux modèles de croissance pour l'ensemble complet des données de relevé (tableau D.4) : celui de von Bertalanffy et celui de Schnute (1981). Les ajustements de von Bertalanffy pour les stocks fondés sur la zone et les

stocks déterminés génétiquement apparaissent à la figure D.3 (complexe du nord, sébaste à taches noires) et la figure D.4 (complexe du sud, sébaste à œil épineux). Toutefois, si l'on compare les fréquences selon la longueur cumulées des relevés synoptiques à celles du relevé au casier de la morue charbonnière (qui a fait l'objet d'un échantillonnage important), il est évident que ce dernier n'a capturé que de gros poissons (figure D.5). On a décidé d'utiliser toutes les données de relevé pour déterminer les paramètres de croissance qui pourraient être utilisés dans le modèle de population (figure D.6), principalement parce que les relevés synoptiques ne contenaient pas de données sur les âges plus avancés.

Tableau D.4. Estimations du paramètre longueur-âge pour le complexe (femelles, mâles et sexes combinés) générées par les modèles de croissance de von Bertalanffy et de Schnute (Quinn et Deriso 1999; Schnute 1981) ajustés à des échantillons provenant d'activités de relevé de recherche : soit tous les relevés, soit les relevés synoptiques sur la zone (DH = détroit d'Hécate, COHG = côte ouest de Haida Gwaii, BRC = bassin de la Reine-Charlotte, COIV = côte ouest de l'île de Vancouver).

Modèle d'estimation de la vraisemblance maximale	Source des données	Sexe	n	Linf (cm)	K	t ₀ (cm)
Complexe du nord, vonB	Tous les relevés	Femelle	1 881	52,5	0,0628	-5
		Mâle	2 021	51,4	0,0750	-2,21
		Sexes combinés	3 904	52,1	0,0662	-4,28
Complexe du nord, Schnute	Tous les relevés	Femelle	1 883	53,5	0,0436	5,56
		Mâle	2 022	52,0	0,0580	4,54
		Sexes combinés	3 905	52,9	0,0485	5,42
Complexe du nord, vonB	DH + COHG	Femelle	895	50,0	0,0874	-1,13
		Mâle	1 134	49,9	0,0946	0,33
		Sexes combinés	2 029	49,9	0,0926	-0,03
Sébaste à taches noires, vonB	Tous les relevés	Femelle	1 157	52,1	0,0671	0,18
		Mâle	1 254	51,3	0,0738	1,02
		Sexes combinés	2 408	51,6	0,0711	0,69
Sébaste à taches noires, Schnute	Tous les relevés	Femelle	1 157	52,4	0,0626	1,48
		Mâle	1 254	50,3	0,0994	-23,9
		Sexes combinés	2 407	51,0	0,0849	-4,88
Complexe du sud, vonB	Tous les relevés	Femelle	1 413	52,0	0,0761	-1,35
		Mâle	1 761	50,4	0,0839	-1,13
		Sexes combinés	3 179	51,0	0,0809	-1,20
Complexe du sud, Schnute	Tous les relevés	Femelle	1 413	51,8	0,0792	-1,91
		Mâle	1 761	50,1	0,0928	-3,19
		Sexes combinés	3 178	50,7	0,0884	-2,80
Complexe du sud, vonB	BRC + COIV	Femelle	736	52,2	0,0760	-0,87
		Mâle	952	50,4	0,0840	-0,80
		Sexes combinés	1 688	50,9	0,0820	-0,73
Sébaste à œil épineux, vonB	Tous les relevés	Femelle	999	53,3	0,0779	-1,07
		Mâle	1 170	51,0	0,0868	-0,92

Modèle d'estimation de la vraisemblance maximale	Source des données	Sexe	n	Linf (cm)	K	t ₀ (cm)
		Sexes combinés	2 169	52,0	0,0829	-0,98
Sébaste à œil épineux, Schnute	Tous les relevés	Femelle	998	52,4	0,1008	-8,65
		Mâle	1 168	50,7	0,1033	-6,46
		Sexes combinés	2 172	51,4	0,1032	-7,69

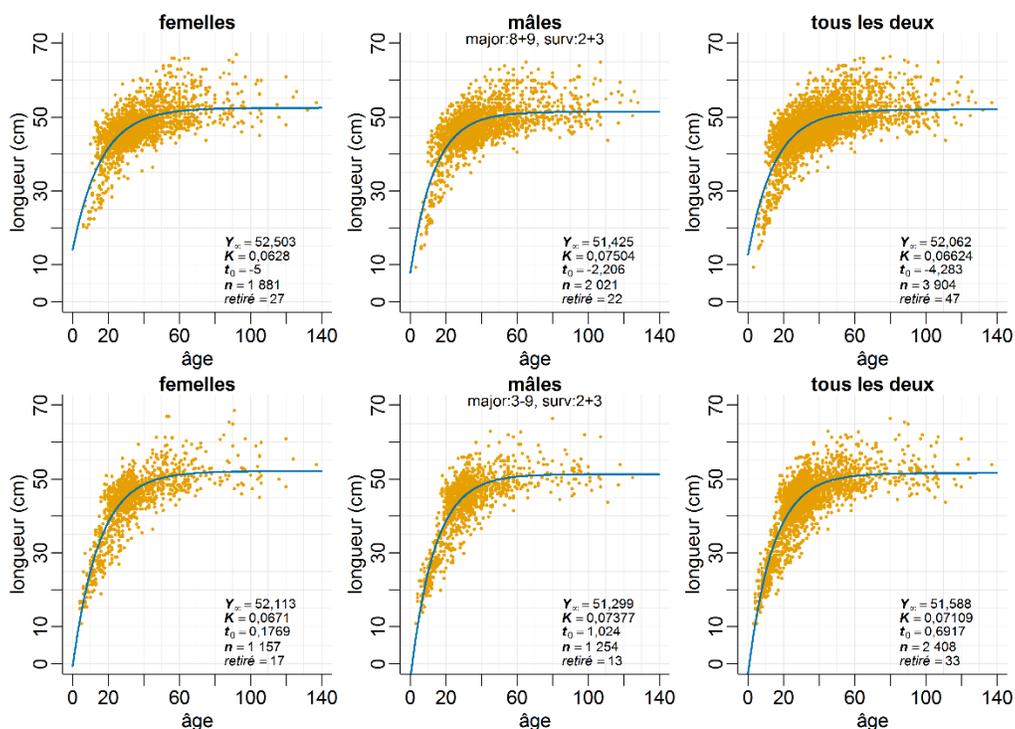


Figure D.3. Croissance établie selon la relation longueur-âge : ajustements du modèle de von Bertalanffy aux données sur l'âge du complexe du nord (en haut) et à l'âge du sébaste à taches noires (en bas). L'âge des individus a été déterminé au moyen de la méthode de « cassure et brûlage » des otolithes ou de la méthode d'observations à la surface pour les individus d'âges 1 à 3. On a éliminé les enregistrements pour lesquels la valeur absolue des résidus standardisés était supérieure à trois (en commençant par un ajustement préliminaire).

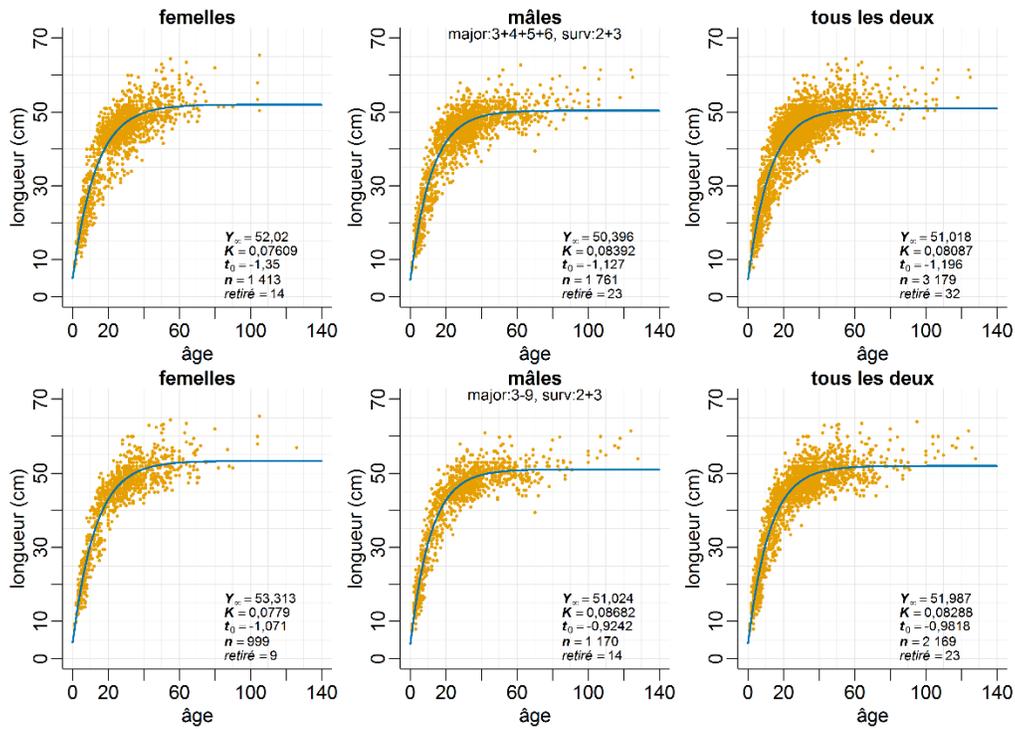


Figure D.4. Croissance établie selon la relation longueur-âge : ajustements du modèle de von Bertalanffy aux données sur l'âge du complexe du sud (en haut) et à l'âge du sébaste à œil épineux (en bas). Voir la légende de la figure D.3 pour plus de détails.

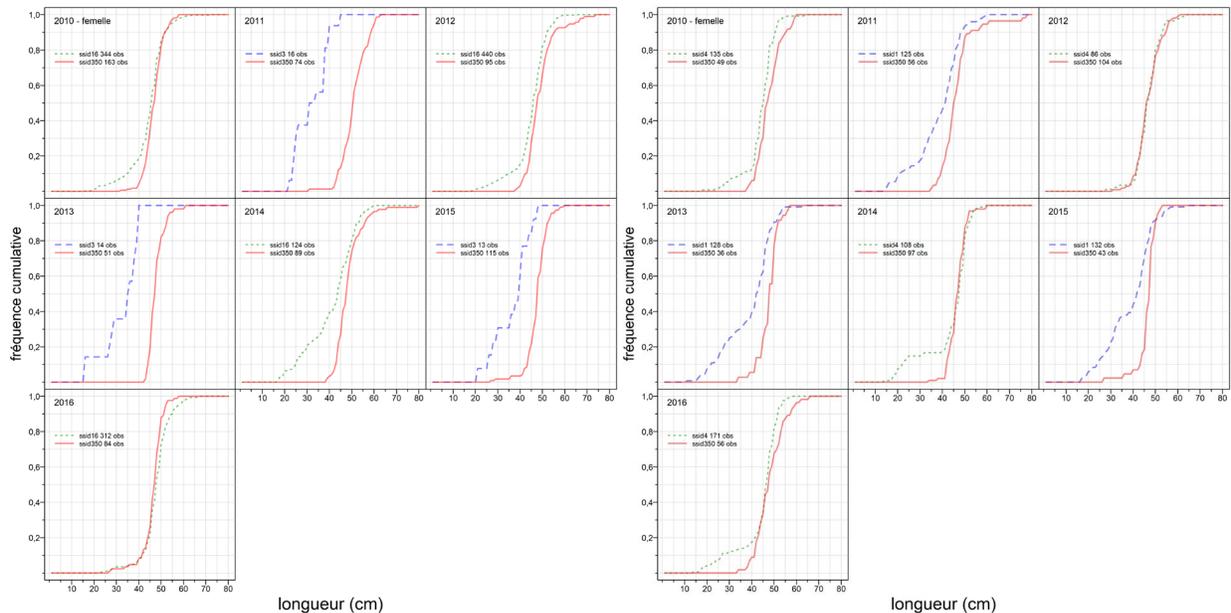


Figure D.5. Fréquences selon la longueur cumulées pour les femelles (à gauche : complexe du nord, à droite : complexe du sud) comparant les relevés synoptiques (ssid 1 = bassin de la Reine-Charlotte, ssid 3 = détroit d'Hécate, ssid 4 = côte ouest de l'île de Vancouver, ssid 16 = côte ouest de Haida Gwaii) au relevé au casier sur la morue charbonnière (ssid 350).

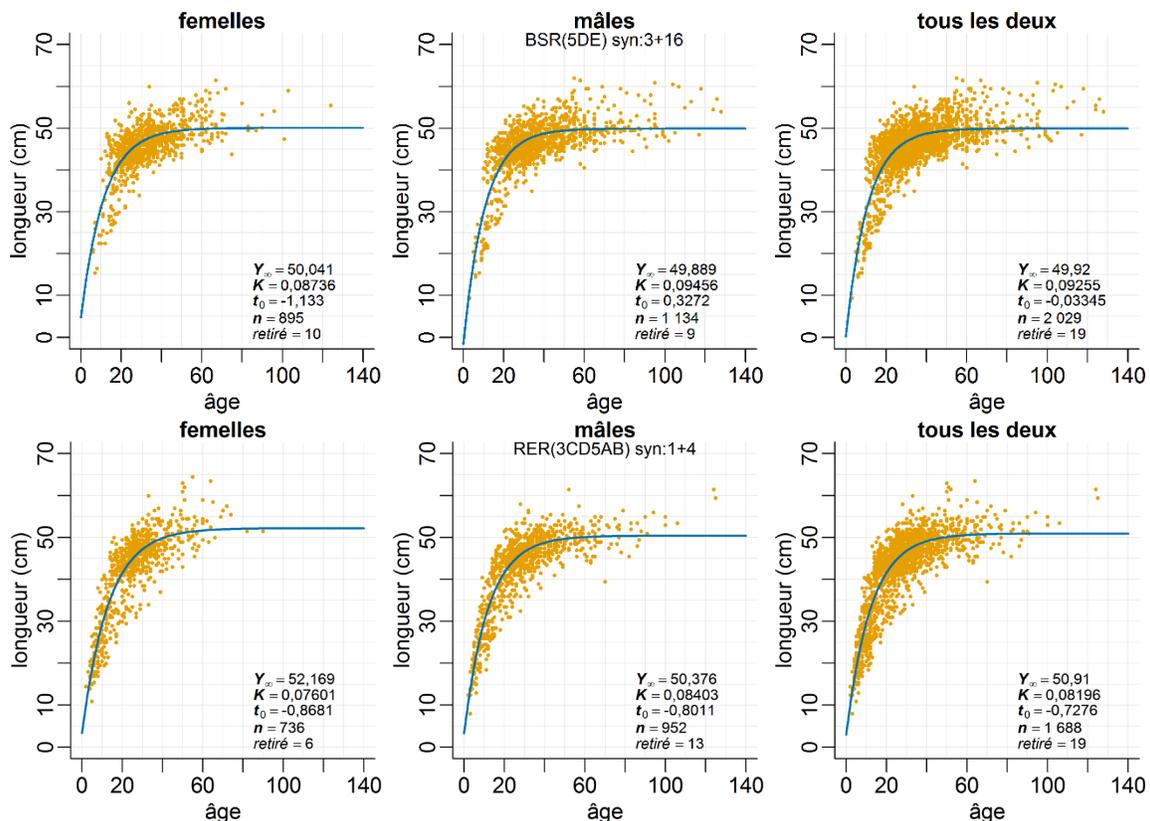


Figure D.6. Croissance établie selon la relation longueur-âge : ajustements du modèle de von Bertalanffy aux données pour le complexe du nord provenant des relevés synoptiques dans le détroit d'Hécate et au large de la côte ouest de Haida Gwaii (en haut) et pour le complexe du sud provenant des relevés synoptiques dans le bassin de la Reine-Charlotte et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (en bas). Voir la légende de la figure D.3 pour plus de détails.

D.1.2.2. Ajustement de la croissance selon l'erreur de détermination de l'âge

Dans l'évaluation du bocaccio, on a appliqué une méthode (fournie par Sean Anderson 2019, Gestion des poissons de fond du MPO, comm. pers.) visant à ajuster les courbes de croissance tout en tenant compte de l'erreur de détermination de l'âge au moyen du langage de programmation probabiliste de Stan dans l'environnement R au moyen du progiciel rstan (Stan Development Team 2018). Nous avons calculé deux mesures relatives à l'erreur de détermination de l'âge : i) le CV de la détermination de l'âge par les lecteurs pour chaque âge accepté (meilleur âge compte tenu de l'incertitude), et ii) le CV des longueurs selon l'âge accepté (figure D.7 et figure D.8). Nous avons utilisé chaque mesure dans un modèle bayésien ajusté aux paramètres de von Bertalanffy en nous servant du modèle de Stan des effets aléatoires pour les données déjà ajustées au moyen d'une estimation non linéaire (estimation à l'aide de la vraisemblance maximale) afin d'éliminer les observations dont l'écart-type par rapport à l'ajustement est supérieur à trois. Nous avons comparé les estimations médianes de paramètres tirées de 4 000 échantillons selon la méthode de MCCM aux ajustements selon une estimation à l'aide de la vraisemblance maximale des mêmes données (les données aberrantes ont été exclues), et nous avons utilisé les estimations médianes de paramètres modélisées à l'aide des CV des valeurs de la longueur selon l'âge dans le modèle de population Awatea.

Tableau D.5. Estimation des paramètres de von Bertalanffy à partir de l'estimation de la vraisemblance maximale (EVM) et des estimations médianes des paramètres tirées de 4 000 échantillons selon la méthode de MCCM. Il convient de noter que le modèle de Stan dans lequel les CV sont fixés à 0,005 est considéré comme n'ayant pas d'erreur de détermination de l'âge. On a utilisé les modèles en surbrillance verte pour les exécutions de référence des évaluations du stock du complexe du nord et du complexe du sud. Complexe du nord = complexe dans les zones 5DE, Complexe du sud = complexe dans les zones 3CD5AB, BSR = sébaste à taches noires génétiquement déterminé, RER = sébaste à œil épineux génétiquement déterminé. Relevés synoptiques : DH = détroit d'Hécate, COHG = côte ouest de Haida Gwaii, BRC = bassin de la Reine-Charlotte, COIV = côte ouest de l'île de Vancouver.

Modèle	Source des données	Erreur de détermination de l'âge	Femelle Linf	Femelle K	Femelle t ₀	Mâle Linf	Mâle K	Mâle t ₀
EVM du complexe N	Tous les relevés	---	52,50	0,0628	-5,000	51,42	0,0750	-2,206
EVM du complexe N	DH + COHG	---	50,04	0,0874	-1,133	49,89	0,0946	0,327
AE MCCM du complexe N	Tous les relevés	CV = 0,005	52,25	0,0660	-4,140	50,78	0,0891	0,311
AE MCCM du complexe N	Tous les relevés	CV de la longueur selon l'âge	51,78	0,0794	0,359	50,99	0,0897	1,635
AE MCCM du complexe N	Tous les relevés	CV selon les lecteurs de l'âge	51,86	0,0743	-1,663	50,74	0,0910	0,727
AE MCCM du complexe N	DH + COHG	CV = 0,005	49,50	0,1006	0,691	49,75	0,0989	0,880
AE MCCM du complexe N	DH + COHG	CV de la longueur selon l'âge	49,61	0,1085	2,998	49,75	0,1073	3,114
EVM du sébaste à taches noires	Tous les relevés	---	52,11	0,0671	0,177	51,30	0,0738	1,024
AE MCCM du sébaste à taches noires	Tous les relevés	CV = 0,005	52,59	0,0632	-0,443	52,54	0,0633	-0,439
AE MCCM du sébaste à taches noires	Tous les relevés	CV de la longueur selon l'âge	52,19	0,0687	1,252	51,42	0,0750	1,955
EVM du complexe S	Tous les relevés	---	52,02	0,0761	-1,350	50,40	0,0839	-1,127
EVM du complexe S	BRC + COIV	---	52,17	0,0760	-0,868	50,38	0,0840	-0,801
AE MCCM du complexe S	Tous les relevés	CV = 0,005	52,53	0,0722	-1,678	50,78	0,0799	-1,400
AE MCCM du complexe S	Tous les relevés	CV de la longueur selon l'âge	52,71	0,0715	-1,154	50,84	0,0798	-0,981
AE MCCM du complexe S	Tous les relevés	CV selon les lecteurs de l'âge	51,86	0,0743	-1,663	50,74	0,0910	0,727
AE MCCM du complexe S	BRC + COIV	CV = 0,005	53,03	0,0697	-1,493	50,54	0,0821	-0,983
AE MCCM du complexe S	BRC + COIV	CV de la longueur selon l'âge	52,48	0,0756	-0,138	50,39	0,0861	-0,033
EVM du sébaste à œil épineux	Tous les relevés	---	53,31	0,0779	-1,071	51,02	0,0868	-0,924
AE MCCM du sébaste à œil épineux	Tous les relevés	CV = 0,005	54,15	0,0713	-1,607	51,50	0,0815	-1,251
AE MCCM du sébaste à œil épineux	Tous les relevés	CV de la longueur selon l'âge	53,72	0,0753	-0,903	51,37	0,0836	-0,752

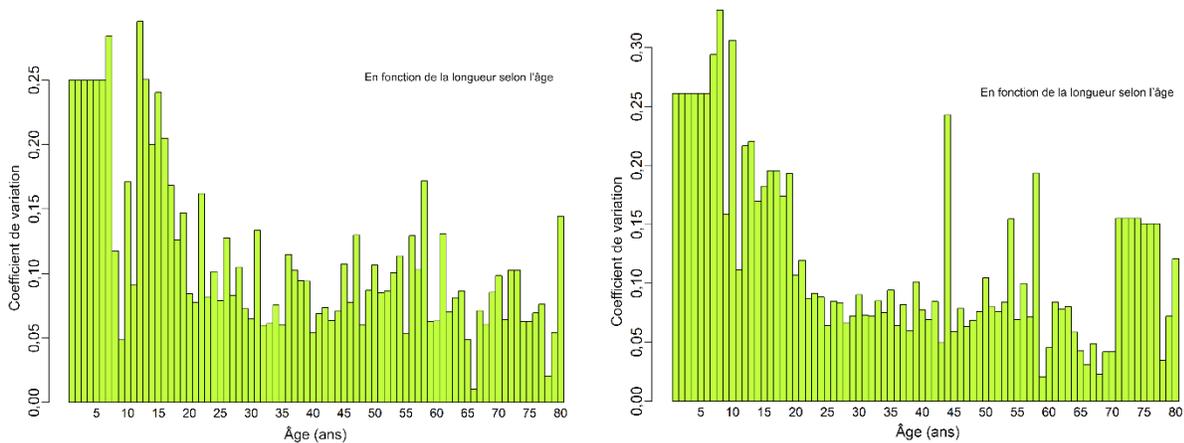


Figure D.7. Estimation de l'erreur de détermination de l'âge pour les femelles du complexe du nord (à gauche) et les mâles du complexe du nord (à droite) en tant que CV pour les longueurs selon l'âge d'après tous les relevés. On a aussi mis à l'essai l'erreur de détermination de l'âge déterminée en tant que CV par des tests de précision du lecteur d'âge (non illustrés ici). Remarque : Les distributions ont été tronquées à l'âge 80, mais vont jusqu'à l'âge 135 pour les ajustements du modèle de von Bertalanffy.

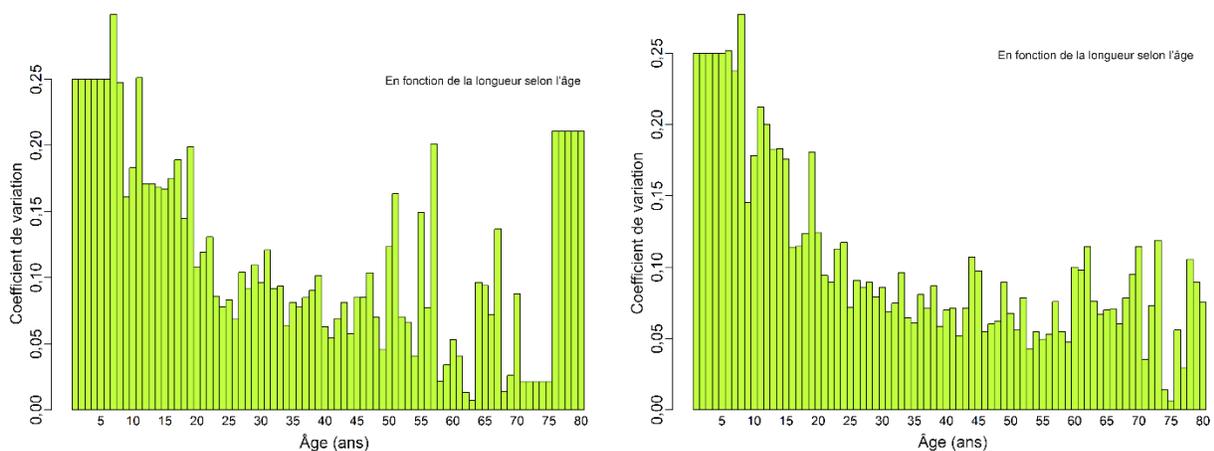


Figure D.8. Estimation de l'erreur de détermination de l'âge pour les femelles du complexe du sud (à gauche) et les mâles du complexe du sud (à droite) en tant que CV pour les longueurs selon l'âge d'après tous les relevés. On a aussi mis à l'essai l'erreur de détermination de l'âge déterminée en tant que CV par des tests de précision du lecteur d'âge (non illustrés ici). Remarque : Les distributions ont été tronquées à l'âge 80, mais vont jusqu'à l'âge 135 pour les ajustements du modèle de von Bertalanffy.

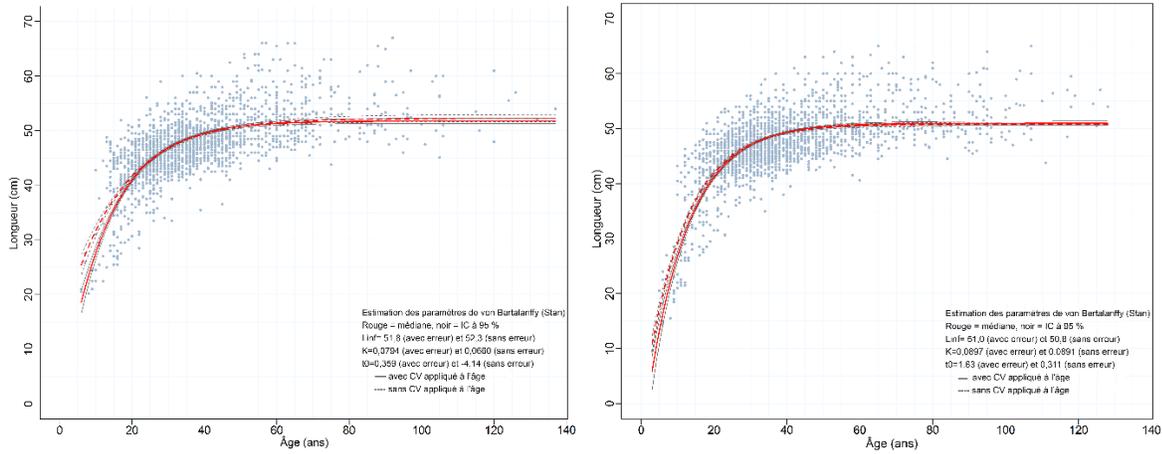


Figure D.9. Complexe du nord : ajustements du modèle de von Bertalanffy (à gauche : femelles, à droite : mâles) en utilisant le modèle de Stan pour intégrer l'erreur due aux effets aléatoires des CV des longueurs selon l'âge de tous les relevés (voir la figure D.7).

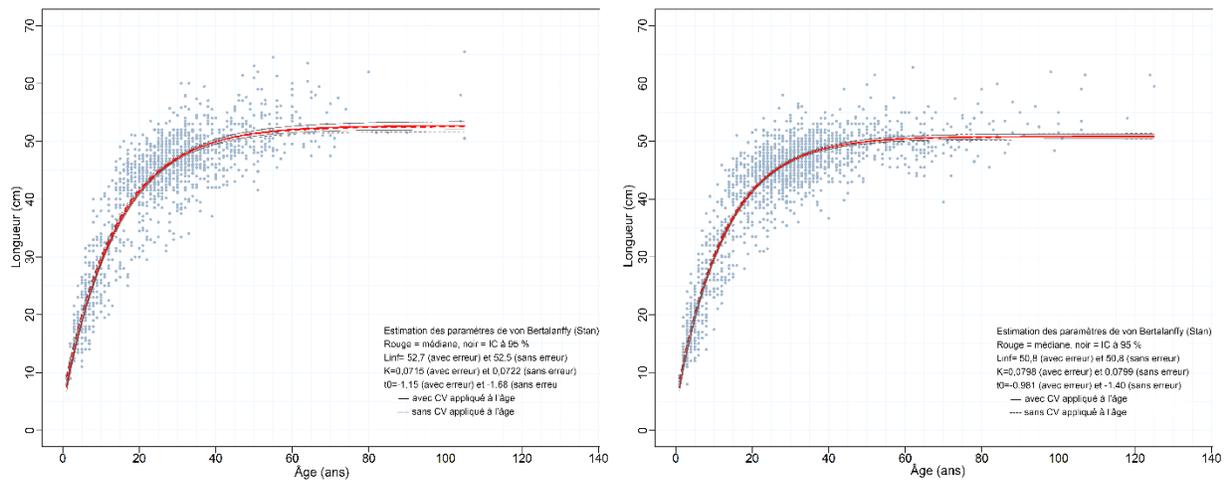


Figure D.10. Complexe du sud : ajustements du modèle de von Bertalanffy (à gauche : femelles, à droite : mâles) en utilisant le modèle de Stan pour intégrer l'erreur due aux effets aléatoires des CV des longueurs selon l'âge de tous les relevés (voir la figure D.8).

D.1.3. Maturité

La présente analyse était fondée sur toutes les femelles « codées » (examinées en vue de déterminer la maturité) figurant dans la base de données GFBioSQL du MPO. Les codes de maturité du bocaccio qui figurent dans la base de données (Tableau D.7) proviennent du MATURITY_CONVENTION_CODE = 1, qui décrit sept conditions de maturité pour les sébastes (1977 et après).

Table D.6. Codes de maturité tirés de la base de données GFBio pour les sébastes, y compris le bocaccio de la côte britanno-colombienne.

Code	Femelle	Mâle
1	Immature – Translucide et petit	Immature – Translucide, qui ressemble à un filament
2	Arrivant à maturité – Petits œufs jaunes, translucides ou opaques	Arrivant à maturité – Gonflement brun-blanc
3	Mature – Grands œufs jaunes et opaques	-
4	Fécondé – Grands œufs orange-jaunes, translucides	Mature – Grand, blanc et fragile
5	Embryons ou larves – Comprend les œufs embryonnés	Prêt – Sperme en écoulement
6	Vide – Gros ovaires rouges flasques, peut-être quelques larves	Vide – Flasque, rouge
7	Au repos – Ovaires de taille moyenne, fermes, rouge-gris	Au repos – En forme de ruban, petit, brun

Des graphiques à bulles de la fréquence des données (maturité par rapport au mois) provenant de sources diverses sont présentés à la figure D.11 pour le complexe du nord et à la figure D.13 pour le complexe du sud. Les femelles matures (stade 3) du complexe du nord sont évidentes d'octobre à février, les femelles fécondées en février et en mars et les femelles porteuses d'embryons de mars à mai; la tendance est semblable pour les femelles du complexe du sud. Idéalement, les longueurs et les âges à maturité seraient calculés en période optimale des stades de développement (saison d'insémination pour les mâles, saison de la parturition pour les femelles; Westrheim 1975). Toutefois, on a utilisé les données de tous les mois pour créer la courbe de maturité parce que celles-ci permettraient d'obtenir un meilleur ajustement que lorsqu'on a utilisé un sous-ensemble de mois.

Pour l'analyse de maturité, on a présumé que tous les individus des stades 3 et plus étaient matures, et une ogive de maturité a été ajustée aux données filtrées à l'aide d'un modèle binormal :

$$m_{as} = \begin{cases} e^{-(a-v_s)^2/\rho_{sL}}, & a \leq v_s \\ 1, & a > v_s \end{cases}$$

Éq. D.3

où m_{as} = maturité à l'âge a pour le sexe s (données combinées),

v_s = âge à la pleine maturité pour le sexe s ,

ρ_{sL} = variance de la portion gauche de la courbe de maturité pour le sexe s .

Pour estimer une ogive de maturité, on a qualifié les données biologiques comme suit :

• stocks – REBS north south	major = 8:9 3:6	47,866 23,341 recs
• Méthode de détermination de l'âge (voir la remarque ci-dessous)	ameth = c(0,1,3,17)	10,251 4,233 recs
• Années	year = 1996:2020	7 439 4 227 recs
• Type d'échantillon – Prises totales/aléatoires	stype = c(1,2,6,7)	7,286 4,177 recs
• Sexe – females only	sex = 2	3,587 1,860 recs
• Codes de maturité pour les sébastes	mats = c(1:7)	2,806 1,591 recs
• Limites d'âge de l'ogive	age = c(0,80)	2,725 1,577 recs
• Type de sortie – Relevé ou - commerciale	ttype = 1:5	2,725 1,577 recs
• Mois – tous les mois	month = 1:12	2,725 1,577 recs

En général, dans les analyses biologiques de sébastes, on utilise les âges déterminés à partir des otolithes traités et lus selon la procédure de « cassure et brûlage » ($ameth = 3$) ou codés comme « inconnue » ($ameth = 0$), mais traités en 1980 ou après. Il existe également une méthode appelée « cassure et cuisson » ($ameth = 17$), mais aucun otolithe d'un individu du complexe n'a été traité au moyen de celle-ci. Enfin, les otolithes de sébastes d'âge 1 à 3 sont parfois traités au moyen d'observations à la surface ($ameth = 1$) parce que le laboratoire d'établissement de l'âge trouve que cette méthode est plus fiable que celle par « cassure et brûlage » pour les très jeunes individus. Voir le tableau D.3 pour les otolithes des individus du complexe traités.

La qualification qui précède a permis d'obtenir 2 725 spécimens femelles du complexe du nord et 1 577 du complexe du sud provenant de relevés de recherche et d'activités de pêche commerciale avec des lectures de maturité et des âges valides. (La pêche commerciale ne disposait pas de données sur les âges plus jeunes pour déterminer les ogives séparément des données de relevé.) Les spécimens matures comprenaient les sébastes codés de 3 à 7 (tableau D.6). On a calculé la proportion empirique de femelles matures à chaque âge (complexe du nord : figure D.12, complexe du sud : figure D.14). On a ajusté une fonction binormale (éq. D.3) aux proportions d'individus matures observés aux âges 1 à 80 afin de lisser les observations et de déterminer une fonction monotone croissante à utiliser dans le modèle de l'évaluation du stock (figure D.12). En outre, on s'est servi d'une fonction logistique utilisée par Vivian Haist (VH) pour les modèles de longueur dans les évaluations de la langouste de la Nouvelle-Zélande (Haist *et al.* 2009) pour faire une comparaison avec le modèle binormal.

Suivant une procédure adoptée par Stanley et ses collaborateurs (2009) pour le sébaste canari (*S. pinniger*), on n'a pas utilisé les proportions d'individus matures pour les jeunes âges ajustées selon l'éq. D.3 parce que la droite d'ajustement peut surestimer la proportion de femelles matures (figure D.12). Par conséquent, l'ogive de maturité utilisée dans le modèle de l'évaluation du stock (colonnes indiquées 'Mod m_a ' dans le tableau D.7) fixait la proportion d'individus matures à zéro pour les âges 1 à 11, puis passait à la fonction monotone ajustée pour les âges 12 à 80; toutes les valeurs étaient forcées à 1 (pleine maturité) après l'âge estimé de la pleine maturité. Cette stratégie est conforme aux évaluations de stocks de sébastes de la Colombie-Britannique menées précédemment, dans lesquelles on a reconnu que les jeunes individus n'étaient pas bien échantillonnés et que ceux qui avaient fait l'objet d'un bon échantillonnage avaient tendance à être plus grands et probablement matures. La fonction de cette ogive dans le modèle d'évaluation du stock est de calculer la biomasse féconde utilisée dans la fonction de recrutement du stock de Beverton-Holt. Elle est traitée comme une fonction connue constante, sans erreur. À l'aide d'une fonction binormale ajustée, on a estimé les âges

à 50 % de la maturité et à la pleine maturité à 24 et 61,5 ans, respectivement, pour le complexe du nord et à 25,6 et 52,3 ans, respectivement, pour le complexe du sud. D'un point de vue empirique, l'âge à la pleine maturité est de 54 ans pour le complexe du nord (figure D.12) et de 45 ans pour le complexe du sud (figure D.14).

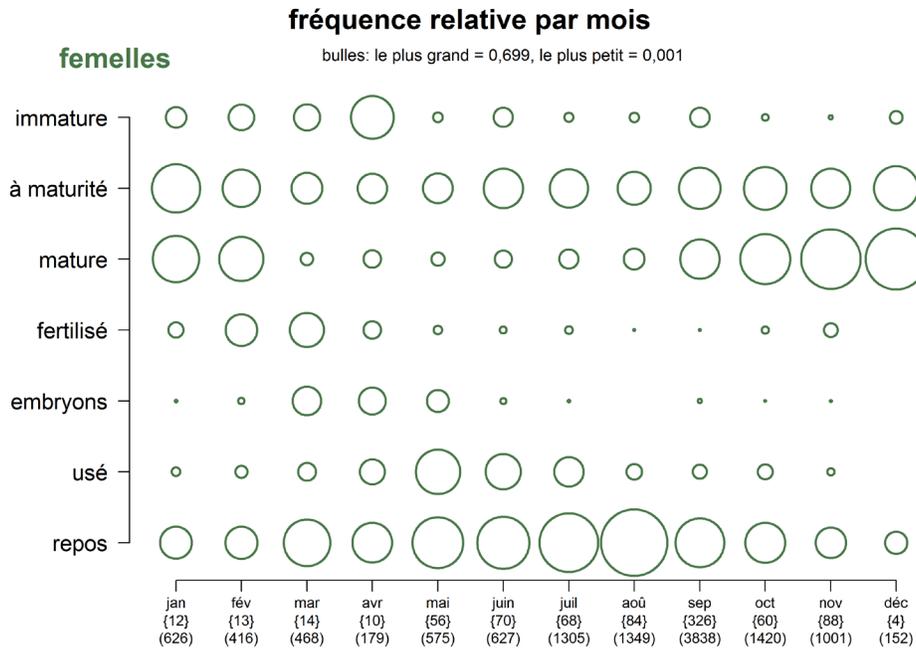
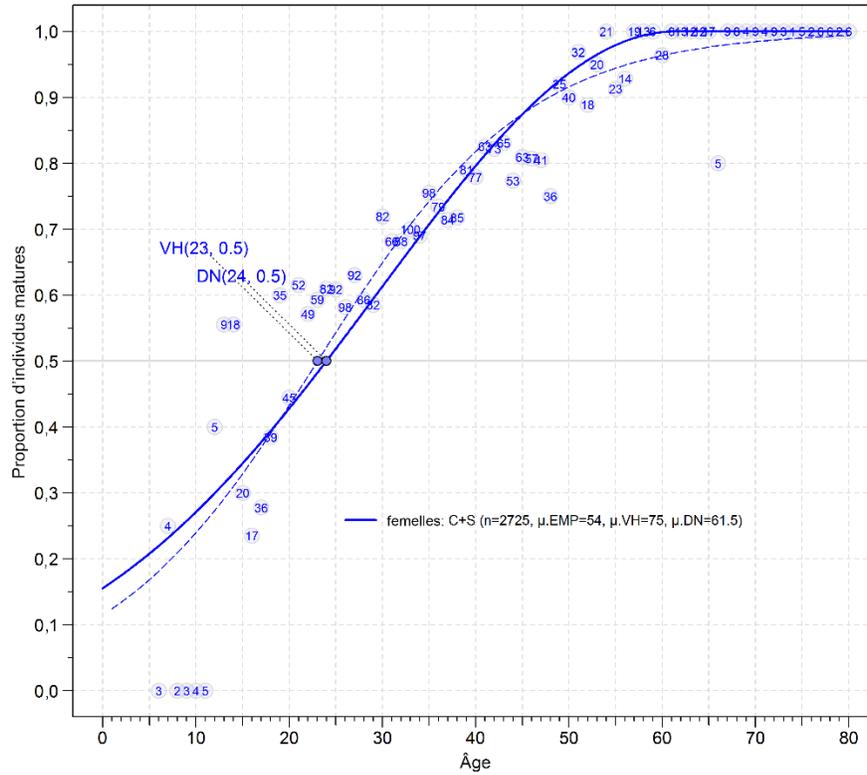


Figure D.11. Fréquence relative des codes de maturité par mois pour les femelles du complexe du nord. Les données comprennent la maturité des spécimens issus de la pêche commerciale et d'activités de recherche. Les fréquences sont calculées dans chaque catégorie de maturité, pour chaque mois.



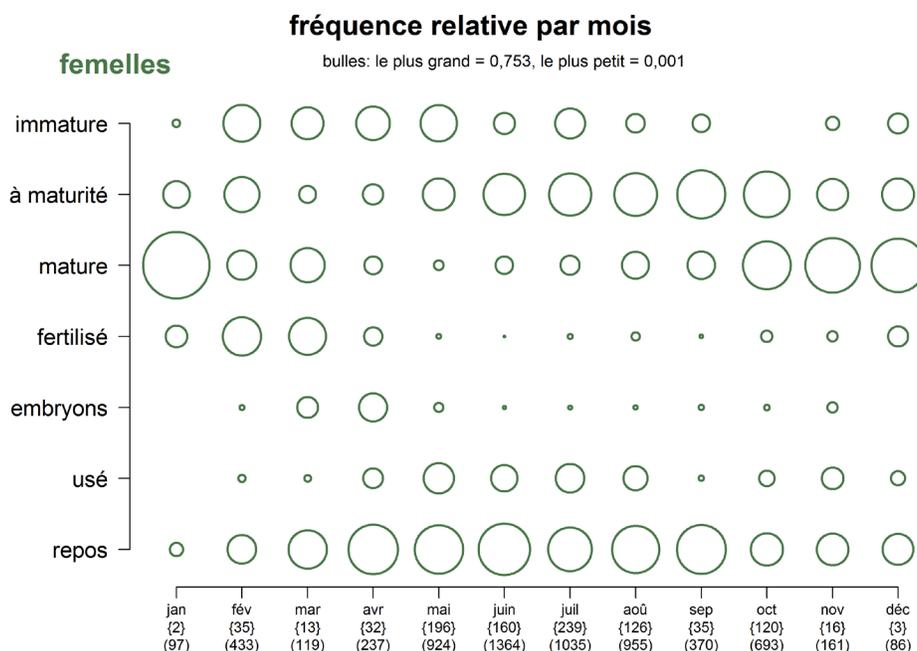


Figure D.13. Fréquence relative des codes de maturité par mois pour les femelles du complexe du sud. Les données comprennent la maturité des spécimens issus de la pêche commerciale et d'activités de recherche. Les fréquences sont calculées dans chaque catégorie de maturité, pour chaque mois.

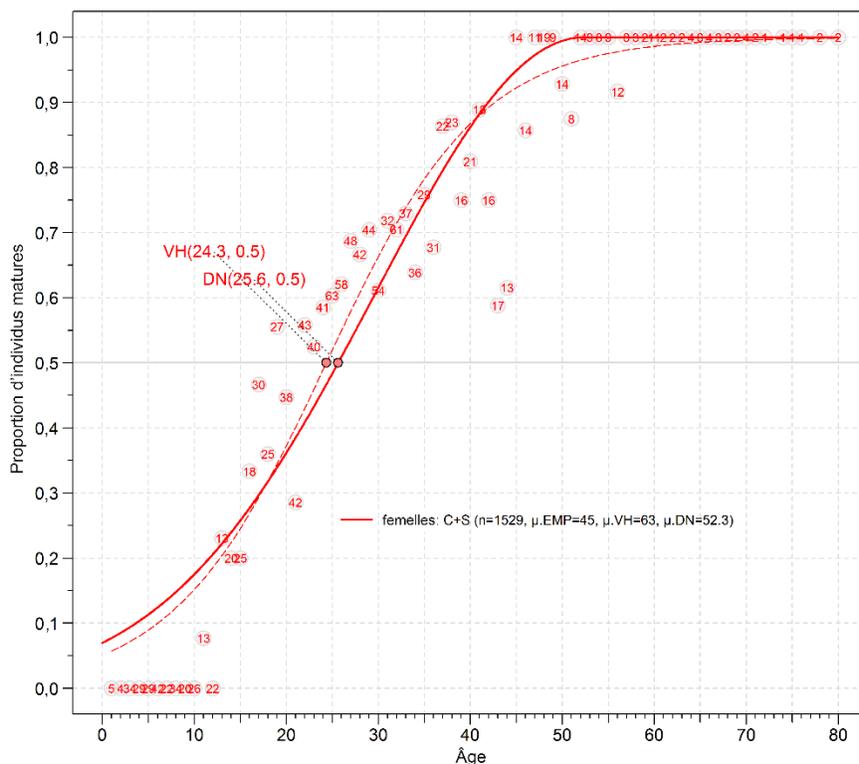


Figure D.14. Ogives de maturité pour les femelles du complexe du sud. Voir la légende de la figure D.12 pour obtenir de plus amples renseignements.

Tableau D.7. Proportion de femelles du complexe du nord (à gauche) et du complexe du sud (à droite) matures par âge (en m_a) qui ont été utilisées dans le modèle des prises selon l'âge (colonne « Mod »). On a présumé que les stades de maturité 1 et 2 représentaient les individus immatures et que les individus de tous les autres stades (3 à 7) étaient matures. Dans le tableau, on a utilisé les acronymes suivants : EMP = empirique; LB = logit binomiale; VH = logistique utilisée par Vivian Haist; DN = binormale (éq. D.3); Mod. = proportion utilisée dans le modèle de population.

Âge	Complexe du nord						Complexe du sud					
	Nbre d'individus	EMP m_a	LB m_a	VH m_a	DN m_a	Mod m_a	Nbre d'individus	EMP m_a	LB m_a	VH m_a	DN m_a	Mod m_a
1	0	0	0,186	0,124	0,165	0	5	0	0,045	0,057	0,077	0
2	0	0	0,197	0,134	0,175	0	4	0	0,051	0,064	0,085	0
3	0	0	0,209	0,145	0,186	0	34	0	0,057	0,072	0,094	0
4	0	0	0,221	0,156	0,196	0	29	0	0,065	0,080	0,103	0
5	0	0	0,234	0,168	0,208	0	29	0	0,073	0,089	0,113	0
6	3	0	0,247	0,181	0,220	0	42	0	0,082	0,100	0,124	0
7	4	0,250	0,261	0,195	0,232	0	22	0	0,092	0,111	0,135	0
8	2	0	0,275	0,209	0,244	0	34	0	0,104	0,123	0,148	0
9	3	0	0,290	0,224	0,257	0	20	0	0,116	0,137	0,161	0
10	4	0	0,305	0,240	0,271	0	26	0	0,130	0,152	0,175	0
11	5	0	0,321	0,256	0,285	0,285	13	0,077	0,145	0,168	0,190	0,190
12	5	0,400	0,337	0,273	0,299	0,299	22	0	0,162	0,185	0,205	0,205
13	9	0,556	0,354	0,291	0,314	0,314	13	0,231	0,180	0,204	0,222	0,222
14	18	0,556	0,371	0,310	0,329	0,329	20	0,200	0,200	0,224	0,239	0,239
15	20	0,300	0,388	0,329	0,345	0,345	25	0,200	0,222	0,246	0,258	0,258
16	17	0,235	0,405	0,349	0,361	0,361	18	0,333	0,245	0,269	0,277	0,277
17	36	0,278	0,423	0,369	0,377	0,377	30	0,467	0,269	0,293	0,297	0,297
18	39	0,385	0,441	0,390	0,394	0,394	25	0,360	0,295	0,318	0,318	0,318
19	35	0,600	0,459	0,411	0,411	0,411	27	0,556	0,323	0,345	0,339	0,339
20	45	0,444	0,477	0,433	0,428	0,428	38	0,447	0,352	0,372	0,362	0,362
21	52	0,615	0,496	0,455	0,446	0,446	42	0,286	0,382	0,401	0,385	0,385
22	49	0,571	0,514	0,477	0,464	0,464	43	0,558	0,412	0,430	0,409	0,409
23	59	0,593	0,532	0,499	0,482	0,482	40	0,525	0,444	0,460	0,433	0,433
24	82	0,610	0,550	0,521	0,500	0,500	41	0,585	0,476	0,490	0,458	0,458
25	92	0,609	0,568	0,543	0,519	0,519	63	0,603	0,508	0,520	0,483	0,483
26	98	0,582	0,586	0,565	0,537	0,537	58	0,621	0,540	0,549	0,509	0,509
27	92	0,630	0,604	0,587	0,556	0,556	48	0,688	0,572	0,579	0,536	0,536
28	86	0,593	0,621	0,608	0,575	0,575	42	0,667	0,603	0,608	0,562	0,562
29	82	0,585	0,638	0,629	0,594	0,594	44	0,705	0,634	0,636	0,589	0,589
30	82	0,720	0,655	0,649	0,613	0,613	54	0,611	0,663	0,663	0,615	0,615
31	66	0,682	0,671	0,669	0,632	0,632	32	0,719	0,691	0,690	0,642	0,642
32	88	0,682	0,687	0,689	0,651	0,651	61	0,705	0,718	0,715	0,669	0,669
33	100	0,700	0,703	0,707	0,670	0,670	37	0,730	0,743	0,739	0,695	0,695
34	97	0,691	0,718	0,725	0,689	0,689	36	0,639	0,767	0,761	0,721	0,721
35	98	0,755	0,732	0,743	0,707	0,707	29	0,759	0,789	0,782	0,746	0,746
36	79	0,734	0,746	0,759	0,726	0,726	31	0,677	0,810	0,802	0,771	0,771
37	84	0,714	0,760	0,775	0,744	0,744	22	0,864	0,829	0,820	0,795	0,795
38	85	0,718	0,773	0,790	0,762	0,762	23	0,870	0,847	0,837	0,819	0,819
39	81	0,790	0,786	0,804	0,779	0,779	16	0,750	0,863	0,853	0,841	0,841
40	77	0,779	0,798	0,818	0,796	0,796	21	0,810	0,877	0,867	0,862	0,862
41	63	0,825	0,809	0,831	0,813	0,813	18	0,889	0,890	0,881	0,882	0,882
42	73	0,822	0,820	0,843	0,829	0,829	16	0,750	0,902	0,893	0,901	0,901
43	65	0,831	0,831	0,854	0,845	0,845	17	0,588	0,913	0,904	0,919	0,919
44	53	0,774	0,841	0,865	0,860	0,860	13	0,615	0,923	0,914	0,935	0,935
45	63	0,810	0,850	0,875	0,874	0,874	14	1	0,932	0,923	0,949	0,949
46	57	0,807	0,859	0,884	0,888	0,888	14	0,857	0,939	0,931	0,962	0,962
47	41	0,805	0,868	0,893	0,901	0,901	11	1	0,946	0,938	0,973	0,973
48	36	0,750	0,876	0,901	0,914	0,914	19	1	0,952	0,945	0,982	0,982
49	25	0,920	0,884	0,909	0,926	0,926	9	1	0,958	0,951	0,989	0,989
50	40	0,900	0,891	0,916	0,937	0,937	14	0,929	0,963	0,956	0,995	0,995
51	32	0,969	0,898	0,922	0,947	0,947	8	0,875	0,967	0,961	0,998	0,998
52	18	0,889	0,905	0,929	0,956	0,956	14	1	0,971	0,965	1	1,000
53	20	0,950	0,911	0,934	0,965	0,965	9	1	0,974	0,969	1	1
54	21	1	0,916	0,939	0,972	0,972	8	1	0,977	0,972	1	1
55	23	0,913	0,922	0,944	0,979	0,979	9	1	0,980	0,975	1	1
56	14	0,929	0,927	0,949	0,985	0,985	12	0,917	0,982	0,978	1	1
57	19	1	0,932	0,953	0,990	0,990	8	1	0,985	0,981	1	1

Âge	Complexe du nord						Complexe du sud					
	Nbre d'individus	EMP m_a	LB m_a	VH m_a	DN m_a	Mod m_a	Nbre d'individus	EMP m_a	LB m_a	VH m_a	DN m_a	Mod m_a
58	13	1	0,936	0,957	0,994	0,994	3	1	0,986	0,983	1	1
59	6	1	0,940	0,960	0,997	0,997	2	1	0,988	0,985	1	1
60	28	0,964	0,944	0,964	0,999	0,999	11	1	0,989	0,986	1	1
61	8	1	0,948	0,967	1	1	2	1	0,991	0,988	1	1
62	13	1	0,952	0,969	1	1	2	1	0,992	0,989	1	1
63	12	1	0,955	0,972	1	1	2	1	0,993	0,990	1	1
64	12	1	0,958	0,974	1	1	4	1	0,994	0,992	1	1
65	17	1	0,961	0,976	1	1	6	1	0,994	0,992	1	1
66	5	0,800	0,963	0,978	1	1	4	1	0,995	0,993	1	1
67	9	1	0,966	0,980	1	1	3	1	0,996	0,994	1	1
68	8	1	0,968	0,982	1	1	2	1	0,996	0,995	1	1
69	4	1	0,970	0,983	1	1	2	1	0,997	0,995	1	1
70	9	1	0,972	0,985	1	1	4	1	0,997	0,996	1	1
71	4	1	0,974	0,986	1	1	2	1	0,997	0,996	1	1
72	9	1	0,976	0,987	1	1	1	1	0,998	0,997	1	1
73	3	1	0,978	0,988	1	1	0	0	0,998	0,997	1	1
74	1	1	0,979	0,989	1	1	1	1	0,998	0,997	1	1
75	5	1	0,981	0,990	1	1	1	1	0,998	0,998	1	1
76	2	1	0,982	0,991	1	1	1	1	0,999	0,998	1	1
77	6	1	0,983	0,992	1	1	0	0	0,999	0,998	1	1
78	6	1	0,984	0,992	1	1	2	1	0,999	0,998	1	1
79	2	1	0,986	0,993	1	1	0	0	1	0,999	1	1
80	6	1	0,987	0,994	1	1	2	1	1	0,999	1	1

D.1.4. Mortalité naturelle

Les estimations de la mortalité naturelle (M) pour le complexe, tirées de la documentation, comprennent les suivantes :

- 0,03-0,039 – estimée pour le complexe des îles Aléoutiennes jusqu'en Oregon au sud (y compris la Colombie-Britannique) par McDermott (1994) au moyen d'un indice gonadosomatique
- 0,036 – estimée pour le complexe du golfe d'Alaska par Shotwell et Hanselman (2019) au moyen d'une valeur *a priori* de $N(0,03, 0,003)$
- 0,034 (0,037-0,047) – estimée pour le complexe de la côte ouest des États-Unis par Hicks *et al.* (2014) au moyen de plusieurs valeurs *a priori* log-normales : 0,03365 (CV = 0,58), 0,02134 (CV = 0,60) et 0,0605 (CV = 0,44)

Le MPO n'a pas réalisé d'évaluation antérieure des stocks du complexe. Dans un examen du complexe par le MPO (Haigh *et al.* 2005), la mortalité totale médiane estimée $Z(M+F)$ selon les données sur les pêches commerciales était de 0,045 en 1996 et de 0,091 en 2003. Bien que l'analyse ait suggéré un doublement de la mortalité totale en sept ans (principalement en raison de la disparition des âges plus avancés et d'une nouvelle vague de recrutement d'une cohorte de 25 ans), il est probable que l'échantillonnage non représentatif expliquait la différence perçue dans les données sur la proportion selon l'âge.

Dans la base de données du MPO GFBioSQL, l'âge maximal pour les stocks du complexe est de 147 ans pour le complexe du nord (5DE), de 138 ans pour les « hybrides » (5C) et de 125 ans pour le complexe du sud (3CD5ABC). Parmi les spécimens génétiquement résolus, l'âge maximum est de 137 ans pour le sébaste à taches noires, de 128 ans pour le sébaste à œil épineux, de 102 ans pour les hybrides de première génération et de 125 ans pour les hybrides de deuxième génération. L'âge moyen des individus du complexe du nord est de 39,4 ans ($n = 10\ 445$), l'âge médian est de 36 ans, et les quantiles 0,025, 0,975 et 0,99 sont respectivement de 17, 87 et 99 ans. L'âge moyen des individus du complexe du sud est de 28,9 ans ($n = 4\ 233$), l'âge médian est de 27 ans, et les quantiles 0,025, 0,975 et 0,99 sont

respectivement de 3, 70 et 83,7 ans. Le tableau D.8 indique qu'il n'y a pas eu de changement à long terme dans la fourchette supérieure de la distribution des âges des deux stocks du complexe, le 99^e centile des données de relevé les plus récentes du complexe du nord ne montrant aucune atténuation de cette statistique sur l'âge par rapport aux données antérieures. Cette statistique pourrait diminuer pour le complexe du sud, mais ce calcul est peut-être influencé par le grand nombre de jeunes individus du complexe qui sont capturés dans le relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte (voir la figure D.22).

Tableau D.8. Quatre-vingt-dix-neuvième centile de l'âge selon l'année, catégorie d'espèces du complexe (déterminée à partir de la définition spatiale de la CPMP) et catégorie pêche commerciale/recherche. Le nombre d'échantillons et le nombre d'otolithes utilisés pour calculer le 99^e centile sont également indiqués. Un tiret « – » indique qu'il n'y a pas de données.

Année	Nombre d'échantillons						Nombre d'otolithes						99 ^e centile (âge)					
	Pêche commerciale			Recherche			Pêche commerciale			Recherche			Pêche commerciale			Recherche		
	5DE	5C	3CD 5AB	5DE	5C	3CD 5AB	5DE	5C	3CD 5AB	5DE	5C	3CD 5AB	5DE	5C	3CD 5AB	5DE	5C	3CD 5AB
1979	1	–	–	–	–	–	99	–	–	–	–	–	90	–	–	–	–	–
1980	–	–	–	5	–	–	–	–	–	271	–	–	–	–	–	92	–	–
1982	1	–	–	–	1	1	198	–	–	–	6	5	70	–	–	–	9	8
1983	1	–	–	–	–	–	100	–	–	–	–	–	81,5	–	–	–	–	–
1987	1	–	–	–	–	–	102	–	–	–	–	–	105	–	–	–	–	–
1990	2	–	–	–	–	–	92	–	–	–	–	–	147	–	–	–	–	–
1991	9	–	–	–	–	–	455	–	–	–	–	–	87	–	–	–	–	–
1992	7	–	–	–	–	–	346	–	–	–	–	–	95	–	–	–	–	–
1993	6	–	–	3	–	–	341	–	–	112	–	–	80	–	–	98	–	–
1994	5	–	–	–	–	–	300	–	–	–	–	–	100,5	–	–	–	–	–
1995	7	–	–	–	–	–	402	–	–	–	–	–	98	–	–	–	–	–
1996	4	–	1	1	–	6	351	–	50	41	–	70	98	–	90	72	–	99
1997	5	–	2	25	–	–	270	–	100	429	–	–	96	–	93,5	101	–	–
1998	6	–	1	–	–	–	358	–	81	–	–	–	95	–	72	–	–	–
1999	3	–	1	–	–	–	204	–	61	–	–	–	60	–	90	–	–	–
2000	5	–	1	4	–	–	277	–	34	153	–	–	90	–	49	82	–	–
2001	5	–	4	–	–	4	277	–	194	–	–	8	105	–	79	–	–	65
2002	2	–	1	–	–	7	120	–	67	–	–	17	70	–	108	–	–	85
2003	9	–	3	–	–	–	479	–	170	–	–	–	60	–	55	–	–	–
2004	9	–	1	–	–	–	476	–	60	–	–	–	77	–	50	–	–	–
2005	9	–	1	–	–	–	457	–	47	–	–	–	93	–	70	–	–	–
2006	4	1	2	4	–	–	238	52	92	196	–	–	100	138	108	90	–	–
2007	–	–	–	11	–	–	–	–	–	513	–	–	–	–	–	96	–	–
2008	–	–	–	10	–	–	–	–	–	447	–	–	–	–	–	78	–	–
2010	–	–	–	25	–	–	–	–	–	209	–	–	–	–	–	103	–	–
2011	–	–	–	20	25	72	–	–	–	148	145	502	–	–	–	95	65	97
2012	–	–	–	89	7	103	–	–	–	606	35	612	–	–	–	105	92	84
2013	–	–	–	16	22	93	–	–	–	133	87	396	–	–	–	115	115	78
2014	–	–	–	11	–	55	–	–	–	157	–	509	–	–	–	107	–	80
2015	–	–	–	32	31	89	–	–	–	297	88	482	–	–	–	116	107	70
2016	2	–	–	63	–	106	53	–	–	405	–	624	63	–	–	117	–	72
2017	3	–	–	–	–	–	151	–	–	–	–	–	81	–	–	–	–	–
2018	–	–	2	–	–	–	–	–	106	–	–	–	–	–	71	–	–	–
Nombre total	106	1	20	319	86	536	6 146	52	1 062	4 117	361	3 225	96	138	83	103	92	84

L'estimateur de Hoenig (1983) décrit une décroissance exponentielle $LN(k) = -Z t_L$, où Z correspond à la mortalité naturelle, t_L correspond à la longévité d'un stock et k représente la proportion d'individus qui sont toujours vivants à t_L . Quinn et Deriso (1999) ont popularisé l'estimateur en réorganisant l'équation de Hoenig et en fixant k à 0,01 (comme l'avait suggéré initialement Hoenig) :

$$\text{Éq. D.4} \quad M = -\ln(0,01) / t_{\max}$$

Then et ses collaborateurs (2015) ont revu divers estimateurs de la mortalité naturelle et ont recommandé l'utilisation d'un estimateur actualisé de Hoenig fondé sur les moindres carrés non linéaires :

$$\text{Éq. D.5} \quad M_{\text{est}} = 4,899 t_{\max}^{-0,916}$$

où t_{\max} = âge maximal.

Pendant le processus d'évaluation du sébaste à raie rouge (MPO 2022), l'un des principaux évaluateurs, Vladlena Gertseva (2018, [Northwest Fisheries Science Center](#) [en anglais seulement], NOAA, comm. pers.), a remarqué que Then et ses collaborateurs (2015) n'ont pas appliqué la transformation logarithmique de façon uniforme. Dans l'espace réel, on pourrait s'attendre à une hétéroscédasticité substantielle touchant à la fois les erreurs d'observation et de processus associées à la relation entre M et t_{\max} . Pour réévaluer les données utilisées dans le document de Then et ses collaborateurs (2015) en ajustant le modèle à un paramètre t_{\max} à l'aide d'une transformation bilogarithmique (de sorte que la pente soit forcée à -1 dans l'espace transformé, comme dans le document de Hamel 2015), Gertseva a recalculé l'estimation ponctuelle de M comme suit :

$$\text{Éq. D.6} \quad M_{\text{est}} = 5,4 / t_{\max}$$

Lors de réunions d'évaluation antérieures, les participants s'opposaient à l'idée d'adopter un âge maximal provenant d'un seul individu, habituellement isolé, préférant plutôt observer la queue de la distribution des âges (complexe du nord : figure D.15, complexe du sud : figure D.16). Pour le complexe, cette façon de procéder semble indiquer que l'âge 100 ans pourrait être une valeur plus appropriée pour t_{\max} du complexe du nord, et que l'âge 80 ans conviendrait mieux pour le complexe du sud. En utilisant ces âges (~0,99 quantiles) comme limites inférieures pour les stocks et les âges maximaux observés comme limites supérieures, le tableau D.9 calcule les valeurs possibles de M à partir des estimateurs de Hoenig (1983) et de Gertseva (2018). Dans la présente évaluation, on a fixé M à trois valeurs (0,035, 0,045 et 0,055) pour diverses raisons abordées dans le document principal.

Tableau D.9. Estimations de la mortalité naturelle du sébaste à taches noires d'après des équations fondées sur la longévité des individus. Trois valeurs de l'âge maximal (t_{\max}) sont utilisées pour illustrer la variabilité de M selon l'âge maximal.

Stock de la PMFC	Équation	inférieures	intermédiaire	supérieures
		t_{\max}	t_{\max}	t_{\max}
nord - Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires		100 ans	125 ans	150 ans
Hoenig (1983)	$M = -\ln(0.01)/t_{\max}$	0,046	0,037	0,031
Gertseva (2018)	$M = 5,4/t_{\max}$	0,054	0,043	0,036
Sud - Sébaste à œil épineux/sébaste à taches noires		80 ans	100 ans	125 ans
Hoenig (1983)	$M = -\ln(0.01)/t_{\max}$	0,058	0,046	0,037
Gertseva (2018)	$M = 5,4/t_{\max}$	0,068	0,054	0,043

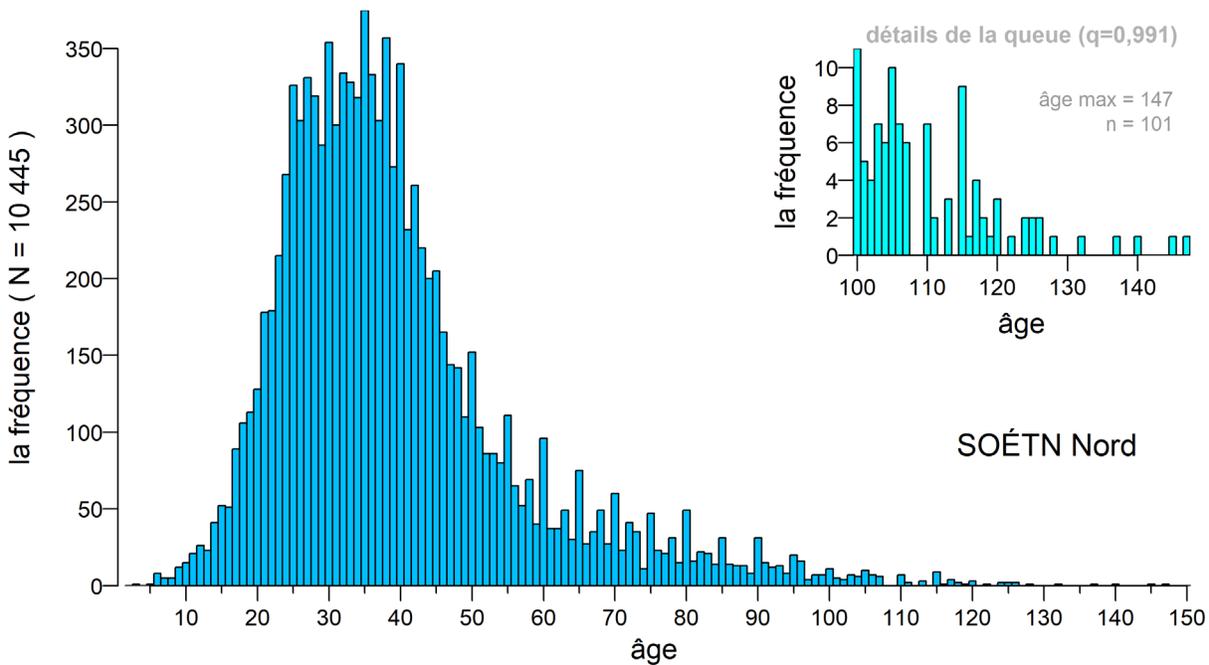


Figure D.15. Distribution des âges des femelles et des mâles du complexe du nord; l'encart présente des renseignements détaillés pour les âges de 100 ans et plus, soit le quantile 0,991 de l'ensemble complet des données sur l'âge.

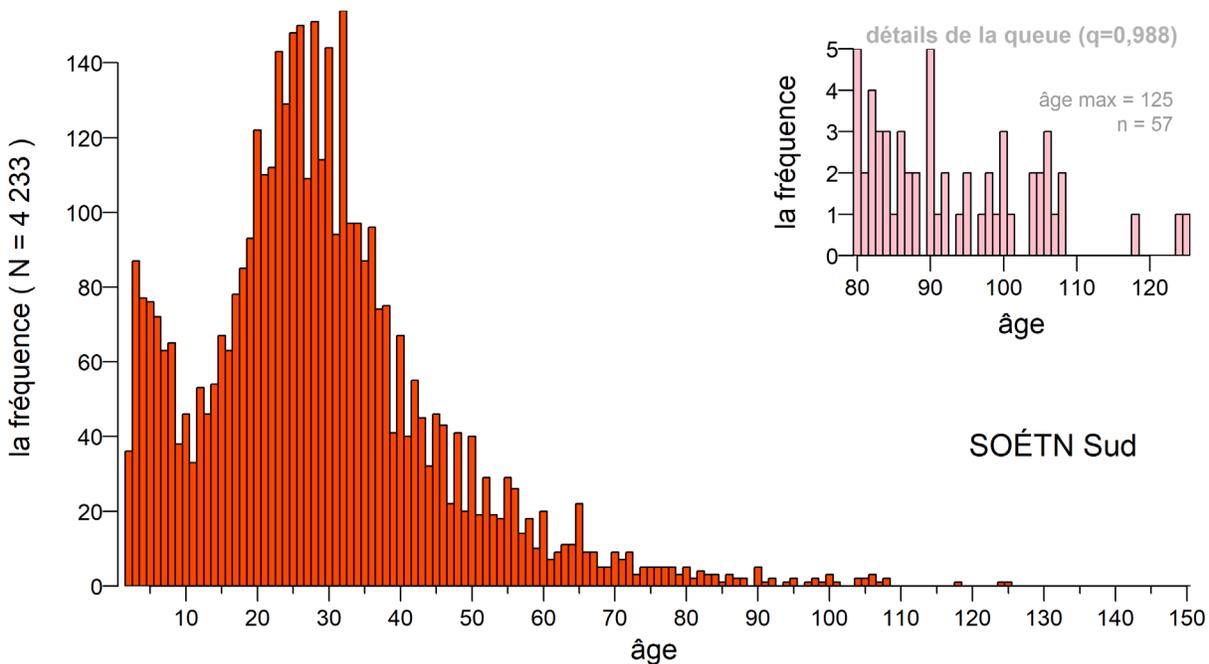


Figure D.16. Distribution des âges des femelles et des mâles du complexe du sud; l'encart présente des renseignements détaillés pour les âges de 80 ans et plus, soit le quantile 0,987 de l'ensemble complet des données sur l'âge.

D.1.5. Durée d'une génération

On a présumé que la durée d'une génération t_G correspond à la moyenne d'âge des adultes (mâles et femelles) de la population :

$$\text{Éq. D.7} \quad t_G = k + \frac{1}{e^M - 1}$$

où k = âge à 50 % de la maturité,

M = taux de mortalité naturelle instantanée.

Le COSEPAC utilise une vague estimation pour calculer la durée d'une génération :

$$\text{Éq. D.8} \quad t_G = k + \frac{1}{M}$$

L'équation provient de la section D.1.3, $k = 24,0$ ans pour le complexe du nord et $25,6$ ans pour le complexe du sud. Si on présume que $M = 0,036$ pour le complexe du nord et $0,043$ pour le complexe du sud (en utilisant l'âge le plus élevé dans le tableau D.9), les estimations par le COSEPAC de la durée d'une génération sont de $t_G = 51,8$ et $48,9$ ans, respectivement, pour les deux stocks. Par souci de simplicité, on a utilisé une valeur $t_G = 50$ ans.

D.2. PROPORTIONS SELON L'ÂGE PONDÉRÉES

La présente section résume une méthode visant à représenter les structures selon l'âge d'échantillons issus de la pêche commerciale ou d'activités de relevé dans le modèle d'évaluation du stock pour une espèce donnée (ci-après appelée « cible »). Pour ce faire, on a pondéré les fréquences selon l'âge observées x_a ou les proportions x'_a par densité || prise dans des strates définies (h). (Tout au long de cette section, le symbole « || » est utilisé pour distinguer des valeurs parallèles utilisées dans les analyses des échantillons issus de la pêche commerciale ou d'activités de relevé, respectivement, puisque les mécanismes de la procédure de pondération sont similaires dans les deux cas. Le symbole peut se lire comme « ou », p. ex., les prises ou la densité.) Pour les échantillons de la pêche commerciale, ces strates comprennent des périodes trimestrielles lors d'une année, alors que pour ceux des relevés, elles sont définies par les limites de longitude, de latitude et de profondeur propres à chaque série de relevés. Un système de pondération à deux niveaux est utilisé comme suit.

Dans chaque strate h , on détermine les échantillons d'âge issus de la pêche commerciale par sortie (habituellement un échantillon par sortie) et on pondère les fréquences selon l'âge par sortie, selon le poids des prises de la cible (en tonnes) dans les traits échantillonnés, afin de produire une fréquence selon l'âge pondérée par strate (trimestre). Ensuite, on pondère les fréquences selon l'âge trimestrielles selon les prises de la cible trimestrielles issues d'activités de pêche, et ce, pour chaque année. Si un trimestre n'a pas été échantillonné, il n'entre pas dans la pondération pour l'année en question. Ainsi, s'il n'y a pas d'échantillon de la cible pour octobre et décembre 2018, on utilise seulement les prises de la cible réalisées lors des trois premiers trimestres pour calculer au prorata trois fréquences selon l'âge trimestrielles pour 2018.

Les données sur l'âge annuelles provenant de relevés sont pondérées de façon semblable. On pondère chaque trait échantillonné dans une strate de relevé selon la densité des prises de la cible du trait (t/km^2) pour obtenir une fréquence selon l'âge pondérée par strate. Comme mentionné ci-dessus, les strates de relevé ne comportent pas toutes des échantillons d'âge, de sorte que les fréquences selon l'âge pondérées par strate échantillonnée sont pondérées selon la superficie de la strate appropriée (km^2). Par exemple, si on échantillonne seulement des

strates peu profondes pour obtenir des données sur l'âge, on ne doit pas utiliser les strates profondes pour calculer au prorata les fréquences selon l'âge des strates peu profondes. Pour les échantillons d'âge issus de la pêche commerciale, le système de pondération à deux niveaux produit une fréquence selon l'âge par année de relevé.

Idéalement, l'effort d'échantillonnage serait proportionnel à la quantité de prises de la cible, mais ce n'est habituellement pas le cas. Le personnel peut mieux contrôler l'effort d'échantillonnage dans le cadre de relevés qu'à bord de navires de pêche commerciale, mais les prises relatives parmi les strates au cours d'une année ou d'un relevé ne peuvent pas être connues avec certitude tant que les événements ne se sont pas produits. Par conséquent, le système de pondération stratifiée susmentionné et décrit de façon détaillée ci-dessous tente d'ajuster l'effort d'échantillonnage inégal parmi les strates.

Par souci de simplicité, on utilise la pondération des fréquences selon l'âge x_a pour illustrer la procédure, sauf indication contraire. La pondération s'effectue à deux niveaux : h (trimestres pour les âges issus de la pêche commerciale) et i (années pour la pêche commerciale et superficie des strates pour les relevés). La notation est résumée dans le Tableau D.10.

Tableau D.10. Équations pour la pondération des fréquences ou des proportions selon l'âge; (c) = pêche commerciale et (r) = relevés.

Indices	
Symbole	Description
a	classe d'âge (1 à A , où A est la classe d'âge maximale)
d	(c) numéro d'identification de la sortie de pêche utilisé comme unité d'échantillon (habituellement un échantillon par sortie) (r) numéro d'échantillon utilisé comme unité d'échantillon (habituellement un échantillon par trait de relevé)
h	(c) trimestre d'une année civile (1 à 4), 91,5 jours chacun (r) strate de relevé (combinaison superficie-profondeur)
i	(c) année civile (de 1977 à aujourd'hui) (r) numéro d'identification unique du relevé dans une série de relevés (p. ex., relevé synoptique mené dans le bassin de la Reine-Charlotte en 2003)
Données	
Symbole	Description
x_{adhi}	observations selon l'âge a pour l'unité d'échantillon d du trimestre h de la strate h de l'année i
x'_{adhi}	proportion selon l'âge a pour l'unité d'échantillon d du trimestre h de la strate h de l'année i
C_{dhi}	(c) prises commerciales (en tonnes) de la cible pour l'unité d'échantillon d au cours du trimestre h de l'année i (r) densité (t/km ²) de la cible pour l'unité d'échantillon d dans la strate h du relevé i
C'_{dhi}	C_{dhi} comme une proportion des prises totales $C_{hi} = \sum_d C_{dhi}$
y_{ahi}	fréquences selon l'âge pondérées pour l'âge a pour le trimestre h de l'année i

Symbole	Description
K_{hi}	(c) prises commerciales totales (en tonnes) de la cible lors du trimestre h de l'année i (r) superficie (km ²) de la strate h dans le relevé i
K'_{hi}	K_{hi} comme une proportion des prises totales de la superficie $K_i = \sum_h K_{hi}$
P_{ai}	fréquences selon l'âge pondérées a pour l'année le relevé i
P'_{ai}	proportions selon l'âge pondérées a pour l'année le relevé i

Pour chaque trimestre || strate h , les fréquences des unités d'échantillon x_{ad} sont pondérées selon les prises || la densité de l'espèce cible des unités d'échantillon. (Pour les âges provenant de la pêche commerciale, la sortie est utilisée comme unité d'échantillon, même si parfois une sortie peut comprendre plusieurs échantillons. Si c'est le cas, les échantillons d'une sortie sont regroupés en une seule unité d'échantillon.) Dans un trimestre || une strate h et une année || un relevé i , il existe un ensemble d'échantillons de prises || de densités C_{dhi} qui peut être transformé en un ensemble de proportions :

$$C'_{dhi} = C_{dhi} / \sum_d C_{dhi}$$

Éq. D.9

La proportion C'_{dhi} sert à pondérer les fréquences selon l'âge x_{adhi} additionnées par d , ce qui produit les fréquences selon l'âge pondérées par trimestre || strate pour chaque année || relevé :

$$y_{ahi} = \sum_d (C'_{dhi} x_{adhi})$$

Éq. D.10

Cette transformation réduit les fréquences x par rapport aux données initiales, de sorte que y_{ahi} est réajusté (multiplié) selon le facteur :

$$\sum_a x_{ahi} / \sum_a y_{ahi}$$

Éq. D.11

afin de conserver le nombre initial d'observations. (Pour les proportions x' , cette étape n'est pas nécessaire.) Même si cette étape est réalisée, elle n'est strictement pas nécessaire parce qu'après la pondération en deux étapes, les fréquences pondérées sont transformées pour représenter les proportions selon l'âge.

Au deuxième niveau de stratification par année || relevé i , on calcule la proportion annuelle des prises trimestrielles (t) pour les âges provenant de la pêche commerciale ou la proportion des superficies de strates (km²) d'un relevé pour les âges provenant de relevés

$$K'_{hi} = K_{hi} / \sum_h K_{hi}$$

Éq. D.12

pour pondérer y_{ahi} et calculer les fréquences selon l'âge pondérées par année || relevé :

$$P_{ai} = \sum_h (K'_{hi} y_{ahi})$$

Éq. D.13

Là encore, si cette transformation est appliquée aux fréquences (par opposition aux proportions), elle les réduit par rapport aux données initiales, de sorte que P_{ai} est réajustée (multiplié)

selon le facteur :

$$\text{Éq. D.14} \quad \sum_a y_{ai} / \sum_a P_{ai}$$

afin de conserver le nombre initial d'observations.

Finalement, on transforme les fréquences pondérées pour qu'elles représentent les proportions selon l'âge :

$$\text{Éq. D.15} \quad P'_{ai} = P_{ai} / \sum_a P_{ai}$$

Si on avait initialement utilisé les proportions x'_{adhi} plutôt que les fréquences x_{adhi} , la transformation finale n'aurait pas été nécessaire. Toutefois, sa réalisation n'a aucune incidence sur le résultat.

Le choix de données d'entrée (fréquences x par rapport aux proportions x') peut parfois être important. En effet, le résultat numérique peut être très différent, surtout si les échantillons saisis comprennent peu d'observations. Théoriquement, la pondération des fréquences accentue notre confiance à l'égard de différentes observations à des âges donnés, alors que celle des proportions accentue notre confiance à l'égard des distributions des âges échantillonnés. Aucune des deux méthodes ne donne par elle-même de meilleurs résultats. Cependant, si la méthode d'échantillonnage originale privilégiait l'échantillonnage d'un petit nombre d'individus à partir de nombreux traits plutôt que celui d'un grand nombre d'individus à partir de peu de traits, il est alors probablement plus logique de pondérer les fréquences que les proportions. Dans la présente évaluation, on a pondéré les fréquences selon l'âge x .

D.2.1. Données sur l'âge provenant de la pêche commerciale

Pour les deux stocks, on a combiné les fréquences selon l'âge échantillonnées dans la pêche commerciale au chalut de fond et au chalut pélagique pour la pêche « chalut » (les seuls échantillons provenant du chalut pélagique disponibles en 2018 concernaient seulement le sébaste à œil épineux); on n'a pas utilisé les données du chalut à crevettes. Par conséquent, on a exécuté le modèle en présumant une sélectivité commune pour les deux méthodes de pêche au chalut (on a aussi combiné les données sur les prises en une seule pêche au chalut). Pour la pêche « autre », on a combiné les données sur la pêche commerciale à la palangre et au casier en raison du petit nombre de poissons âgés, en particulier dans la pêche au casier (tableau D.11). En 1978, on a déterminé les âges des prises des sorties commerciales selon la méthode de la coupe mince, qui est utilisée pour les proportions selon l'âge pondérées afin de prolonger d'un an la série chronologique du complexe du nord. De plus, pour ce stock, on a regroupé les données pour 1982 et 1983 (dans 1982) afin d'augmenter la taille de l'échantillon. Voir la section D.1.3 pour obtenir des renseignements sur les méthodes de détermination de l'âge habituellement utilisées dans les évaluations des stocks du MPO.

Lors de l'évaluation du stock de sébaste à raie rouge en 2018 (Starr et Haigh, 2021a), on n'a pas séparé les échantillons triés (selon la taille ou le sexe) et non triés lorsqu'on a introduit des proportions selon l'âge dans le modèle. Cette méthode a également été suivie pour l'évaluation du stock de bocaccios de 2019, après l'examen d'exécutions exploratoires dans lesquelles on a utilisé uniquement des échantillons triés et d'autres exécutions dans lesquelles on a utilisé

uniquement des échantillons non triés. Habituellement, les échantillons triés sont situés plus tôt dans la série chronologique que les échantillons non triés. Par conséquent, le fait d'éliminer les échantillons triés se traduit par une perte de renseignements concernant l'importance du recrutement au début de la série. Dans la présente évaluation des stocks, on utilise des échantillons triés et non triés combinés pour les fréquences selon l'âge du complexe.

Tableau D.11. Nombre d'échantillons sur l'âge pour le complexe provenant de sorties de pêche commerciale par zone (nord = 5DE, sud = 3CD5AB) et type d'engin (BT = chalut de fond, MW = chalut pélagique, ST = chalut à crevettes, LL = palangre).

Année	Nord, BT	Nord, ST	Nord, LL	Nord, casier	Sud, BT	Sud, MW	Sud, LL
1978	192	---	---	---	---	---	---
1979	99	---	---	---	---	---	---
1982	199	---	---	---	---	---	---
1983	100	---	---	---	---	---	---
1987	---	---	---	102	---	---	---
1990	92	---	---	---	---	---	---
1991	410	---	---	45	---	---	---
1992	200	---	56	83	---	---	---
1993	341	---	---	---	---	---	---
1994	300	---	---	---	---	---	---
1995	202	---	200	---	---	---	---
1996	300	---	50	---	---	---	50
1997	127	---	142	---	---	---	100
1998	257	---	101	---	81	---	---
1999	204	---	---	---	61	---	---
2000	277	---	---	---	---	---	---
2001	277	---	---	---	194	---	---
2002	120	---	---	---	67	---	---
2003	479	---	---	---	170	---	---
2004	214	---	262	---	60	---	---
2005	303	---	53	100	45	---	---
2006	197	---	41	---	85	---	---
2016	---	53	---	---	---	---	---
2017	151	---	---	---	---	---	---
2018	---	---	---	---	---	106	---

Tableau D.12. Données trimestrielles sur les sorties de pêche commerciale provenant des pêches « chalut » et « autre » utilisées pour pondérer les proportions du complexe du nord et du sud selon l'âge : nombre de sorties échantillonnées, prises du complexe (en tonnes) par sortie échantillonnée et pour toutes les sorties.

Année	Nbre de sorties Nbre d'échantillons				Prises échantillonnées (t)				Prises de la pêche (t)			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
Pêche du complexe du nord « chalut »												
1978	---	---	2 2	---	---	---	58,76	---	2	7	82	48
1979	1 1	---	---	---	2,50	---	---	---	88	32	87	3
1982	---	1 1	---	---	---	40,87	---	---	262	80	0	1
1983	1 1	---	---	---	18,16	---	---	---	158	21	12	10
1990	---	1 2	---	---	---	1,59	---	---	141	163	514	147
1991	3 3	2 2	1 1	2 2	16,80	14,53	4,99	13,62	130	199	83	230
1992	1 1	2 2	---	1 1	8,17	18,39	---	10,50	372	351	211	139
1993	2 2	2 2	1 1	1 1	11,12	11,12	6,36	6,81	250	450	208	287
1994	---	4 4	1 1	1 1	---	34,67	5,45	11,35	205	294	155	384
1995	5 5	---	---	---	47,45	---	---	---	407	202	9	---
1996	---	2 2	3 3	---	---	20,93	36,32	---	57	203	90	228
1997	1 1	---	---	1 1	4,09	---	---	9,53	54	39	12	66
1998	4 4	---	1 1	2 2	22,25	---	6,13	14,53	148	41	29	135
1999	---	---	---	4 4	---	---	---	24,38	175	22	10	116
2000	2 2	1 1	---	2 2	11,14	0,42	---	7,20	145	37	42	39
2001	3 3	---	---	2 2	7,79	---	---	9,79	132	34	64	93
2002	---	---	---	2 2	---	---	---	18,20	87	23	87	136
2003	3 3	1 1	6 6	2 2	8,50	0,11	29,17	7,08	86	14	118	80
2004	2 2	2 2	---	---	12,77	7,26	---	---	99	47	35	51
2005	3 3	---	---	3 3	20,39	---	---	16,27	160	22	15	114
2006	1 1	1 1	1 1	---	7,57	6,35	0,28	---	166	67	50	113
2016	1 1	---	1 1	---	2,09	---	3,52	---	118	92	14	55
2017	1 1	2 2	---	---	4,31	3,03	---	---	199	110	45	100
Pêche du complexe du nord « autre »												
1987	---	1 1	---	---	---	1,14	---	---	---	1	---	---
1991	---	---	---	1 1	---	---	---	0,20	2	10	5	1
1992	---	---	2 4	---	---	---	0,34	---	4	4	1	0
1995	---	---	3 5	---	---	---	10,57	---	78	334	104	0
1996	---	---	1 1	---	---	---	0,00	---	39	45	6	1
1997	---	---	3 3	---	---	---	34,05	---	12	55	98	68
1998	---	---	2 2	---	---	---	45,40	---	3	95	272	15
2004	1 1	2 2	1 1	1 1	0,38	11,59	5,44	0,23	107	144	78	47
2005	---	1 2	---	1 1	---	0,38	---	3,04	29	112	81	38
2006	1 1	---	---	---	2,27	---	---	---	63	29	19	32
Pêche du complexe du sud « chalut »												
1998	---	1 1	---	1 1	---	0,38	---	0,32	62	67	8	14
1999	---	---	1 1	---	---	---	4,09	---	49	27	14	20
2001	2 2	2 2	---	---	0,54	0,40	---	---	68	38	12	32
2002	---	---	---	1 1	---	---	---	2,72	69	47	29	49
2003	2 2	---	1 1	---	2,03	---	2,72	---	77	64	20	23
2004	1 1	---	---	---	2,16	---	---	---	46	57	31	58
2005	1 1	---	---	---	0,31	---	---	---	40	62	14	25
2006	1 1	1 1	---	---	0,09	0,28	---	---	61	42	26	21
2018	---	---	---	1 2	---	---	---	0,83	32	21	22	43
Pêche du complexe du sud « autre »												
1996	---	---	1 1	---	---	---	0,00	---	1	98	70	64
1997	---	---	1 1	1 1	---	---	0,00	0,00	84	238	55	0

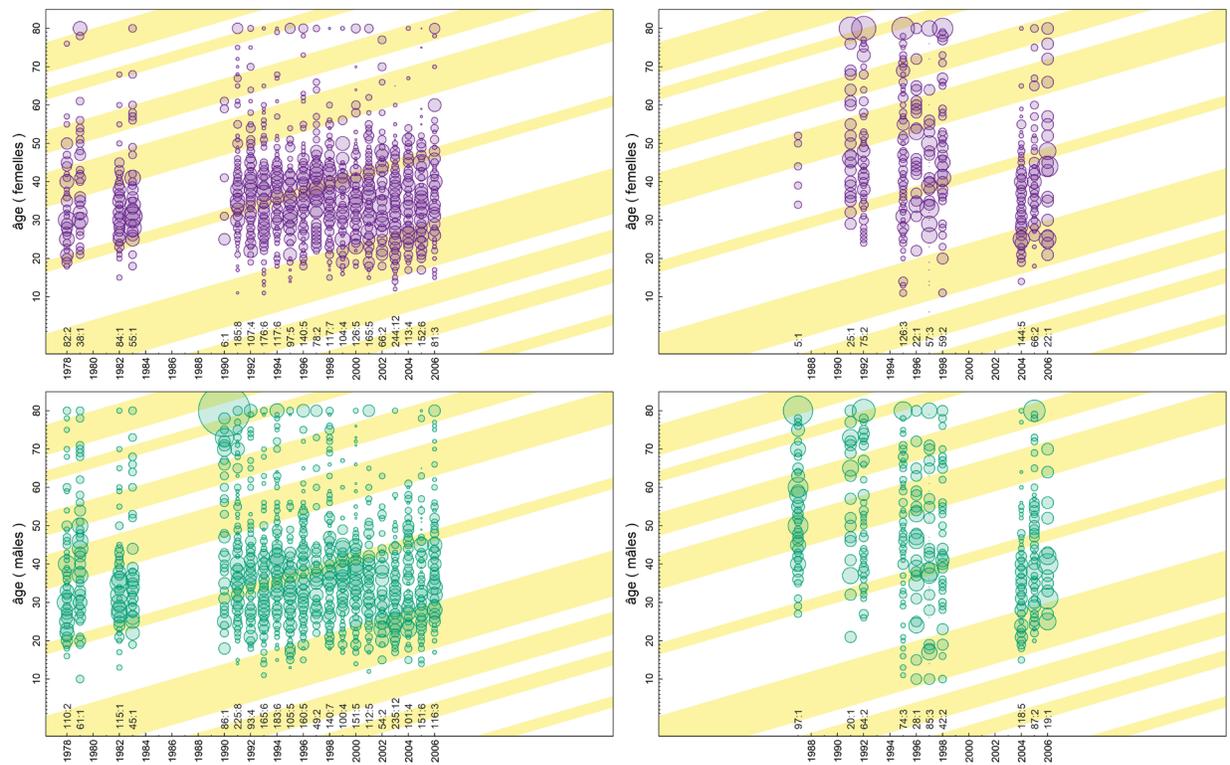


Figure D.17. Proportions selon l'âge des individus du complexe du nord qui sont pêchés par des chaluts commerciaux (à gauche) et des engins autres que le chalut (à droite), calculées en tant que fréquences selon l'âge pondérées selon les prises par sortie pour les trimestres et prises issues de la pêche commerciale au fil des années. Les bandes diagonales ombragées indiquent les cohortes nées lorsque l'oscillation décennale moyenne du Pacifique était positive. Les nombres indiqués le long de l'axe inférieur représentent le nombre de poissons dont l'âge a été déterminé et le nombre d'échantillons (séparés par un deux-points) par année.

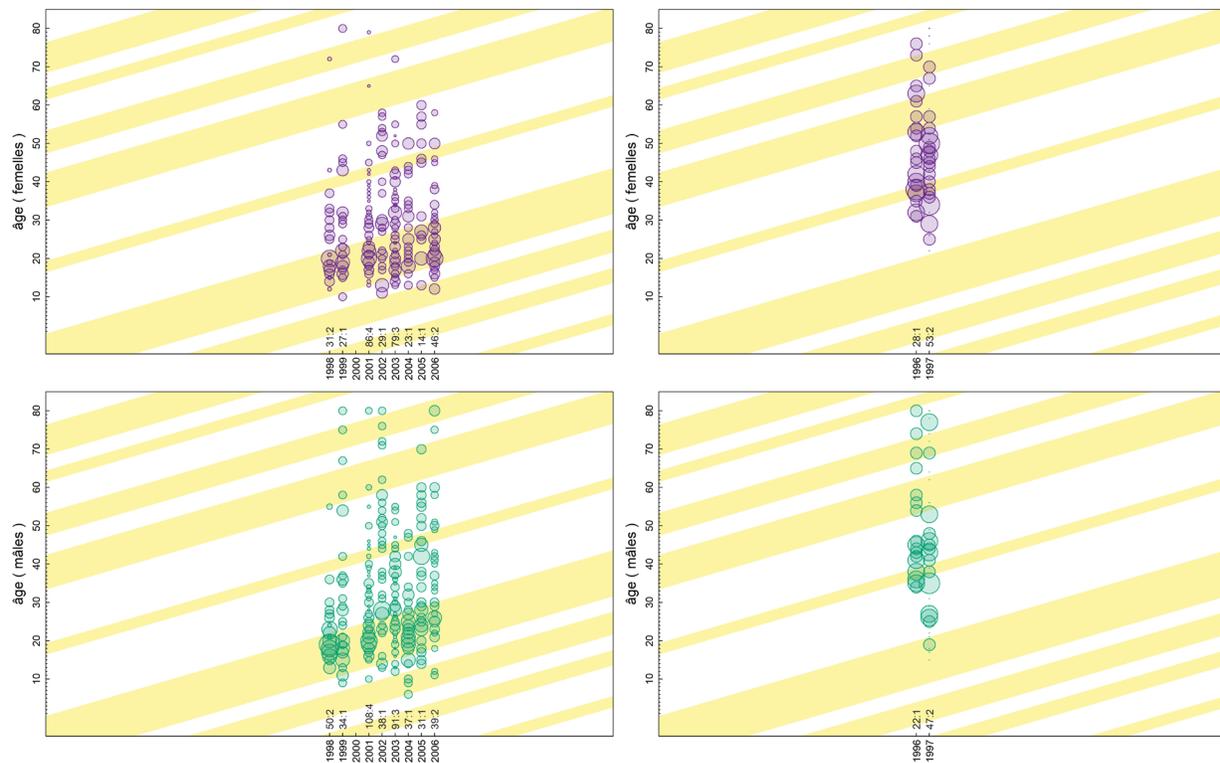


Figure D.18. Proportions selon l'âge des individus du complexe du sud qui sont pêchés par des chaluts commerciaux (à gauche) et des engins autres que le chalut (à droite), calculées en tant que fréquences selon l'âge pondérées selon les prises par sortie pour les trimestres et prises issues de la pêche commerciale au fil des années. Voir la figure D.17 pour obtenir des renseignements détaillés sur les bandes diagonales ombragées et les nombres indiqués.

D.2.2. Données sur l'âge provenant d'activités de recherche ou de relevé

Les données sur l'âge pour le complexe provenant d'activités de relevé couvrent la période de 1996 à 2016 (tableau D.13). Les profils des cohortes d'âge ne sont pas faciles à discerner, probablement en raison du petit nombre de spécimens représentant les espèces qui semblent vivre jusqu'à 150 ans.

Le stock du complexe du nord est couvert par cinq relevés dans les zones 5DE :

- Relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii (6 ans), de 1997 à 2016 (figure D.19)
- Relevé synoptique dans le détroit d'Hécate (3 ans), de 2011 à 2015 (figure D.20)
- Relevé à la palangre de la CIFP (2 ans), de 2012 à 2015 (figure D.20)
- Relevé à la palangre sur fond dur, Nord (2 ans), en 2012 et 2015 (figure D.21)
- Relevé standardisé au casier sur la morue charbonnière (6 ans), de 2011 à 2016 (figure D.21)

Le stock du complexe du sud est couvert par quatre relevés dans les zones 3CD5AB :

- Relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte (3 ans), de 2011 à 2015 (figure D.22)
- Relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (4 ans), de 1996 à 2016 (figure D.22)

- Relevé à la palangre de la CIFP (3 ans), de 2011 à 2015 (figure D.23)
- Relevé standardisé au casier sur la morue charbonnière (6 ans), de 2011 à 2015

Tableau D.13. Nombre d'échantillons de l'âge d'individus du complexe (s) recueillis lors de relevés et densité des individus du complexe (d = kg/km²) selon le numéro des strates de relevé (h); la superficie des strates est indiquée entre parenthèses). Remarque : d = 1,000 indique habituellement l'absence de données sur les prises dans GFBioSQL pour un relevé donné.

Année de relevé		Strate de relevé - Complexe du nord				
COHG		h = 115 (892 km ²)	h = 116 (744 km ²)	h = 117 (372 km ²)	h = 127 (1 090 km ²)	h = 128 (927 km ²)
1997		s=16, d=3,939	s=22, d=3,391	s=11, d=2,398	-	-
2006		-	-	-	s=4, d=6,933	s=1, d=2,333
Relevé synoptique au large de la COHG		h = 151 (1 076 km ²)	h = 152 (1 004 km ²)	h = 153 (952 km ²)	h = 154 (2 248 km ²)	-
2007		s=1, d=0,846	s=11, d=2,954			-
2008		s=5, d=4,897	s=9, d=4,658	s=2, d=10,984		-
2010		s=8, d=2,819	s=15, d=1,390	s=2, d=0,471		-
2012		s=35, d=1,595	s=27, d=2,637	s=3, d=1,460	s=1, d=0,034	-
2016		s=22, d=1,206	s=25, d=3,617	s=2, d=0,606	s=1, d=0,012	-
Relevé synoptique dans le détroit d'Hécate		h = 73 (2 992 km ²)	h = 74 (2 400 km ²)	h = 75 (1 816 km ²)	-	-
2011		-	s=4, d=0,020	s=5, d=0,023	-	-
2013		-	s=5, d=0,011	s=3, d=0,046	-	-
2015		s=1, d=0,012	s=5, d=0,018	s=4, d=0,052	-	-
Relevé à la palangre de la CIFP		h = 134 (19 417 km ²)	-	-	-	-
2012		s=7, d=1,000	-	-	-	-
2015		s=8, d=1,000	-	-	-	-
Relevé à la palangre sur fond dur, Nord		h = 322 (5 485 km ²)	h = 323 (3 705 km ²)	-	-	-
2012		s=1, d=1,000	s=5, d=1,000	-	-	-
2015		s=1, d=1,000	s=2, d=1,000	-	-	-
Relevé au casier sur la morue charbonnière		h = 59 (9 477 km ²)	h = 60 (9 477 km ²)	h = 62 (9 477 km ²)	h = 63 (9 477 km ²)	h = 441 (9 477 km ²)
2011		s=5, d=0,101	-	s=4, d=0,499	s=2, d=0,096	-
2012		s=4, d=0,280	s=2, d=0,116	s=4, d=1,774	s=2, d=0,635	-
2013		s=4, d=0,296	-	s=2, d=0,352	s=2, d=0,497	-
2014		s=2, d=0,419	-	s=4, d=0,779	s=3, d=0,604	s=2, d=0,035
2015		s=5, d=0,508	s=2, d=0,153	s=2, d=0,327	s=2, d=0,473	-
2016		s=5, d=0,174	s=2, d=0,037	s=5, d=0,778	s=1, d=0,241	-
Année de relevé		Strate de relevé - Complexe du sud				
Relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte		h = 19 (5 300 km ²)	h = 20 (2 640 km ²)	h = 21 (528 km ²)	h = 24 (3 664 km ²)	h = 25 (1 236 km ²)
2011		s = 10, d = 0,004	s = 10, d = 0,030	s = 7, d = 0,917	s = 16, d = 0,044	s = 5, d = 2,919
2013		s = 11, d = 0,011	s = 15, d = 0,034	s = 9, d = 0,924	s = 6, d = 0,021	s = 4, d = 0,037
2015		s = 13, d = 0,006	s = 12, d = 0,032	s = 4, d = 2,994	s = 9, d = 0,084	s = 6, d = 0,084

Année de relevé		Strate de relevé - Complexe du sud				
Relevé sur les sébastes au large de la côte ouest de l'île de Vancouver		h = 119 (497 km ²)	h = 120 (600 km ²)			-
1996		s = 1, d = 0,098	s = 5, d = 0,157	-	-	-
Relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver		h = 65 (5 716 km ²)	h = 66 (3 768 km ²)	h = 67 (708 km ²)	h = 68 (572 km ²)	-
2012		-	s = 6, d = 0,020	s = 8, d = 0,060	s = 16, d = 0,230	-
2014		-	s = 8, d = 0,009	s = 10, d = 0,105	s = 11, d = 0,288	-
2016		s = 1, d = 0,008	s = 7, d = 0,011	s = 7, d = 0,246	s = 19, d = 0,630	-
Relevé à la palangre de la CIFP		h = 131 (15 891 km ²)	h = 132 (15 526 km ²)	h = 133 (17 073 km ²)		-
2011		s = 2, d = 1,000	-	s = 6, d = 1,000	-	-
2012		s = 2, d = 1,000	s = 2, d = 1,000	s = 8, d = 1,000	-	-
2015		s = 2, d = 1,000	s = 2, d = 1,000	s = 3, d = 1,000	-	-
Relevé au casier sur la morue charbonnière		h = 0 (10 752 km ²)	h = 50 (10 752 km ²)	h = 51 (10 752 km ²)	h = 53 (10 752 km ²)	h = 54 (10 752 km ²)
2011		s = 2, d = 0,008	s = 2, d = 0,130	-	s = 3, d = 0,113	-
2012		-	s = 6, d = 0,260	-	s = 4, d = 0,127	-
2013		-	s = 3, d = 0,056	-	s = 2, d = 0,338	s = 2, d = 0,129
2014		-	s = 2, d = 0,380	s = 1, d = 0,152	s = 5, d = 0,247	--
2015		-	s = 4, d = 0,135	s = 2, d = 0,035	s = 2, d = 0,045	s = 2, d = 0,054
2016		-	s = 3, d = 0,371	s = 1, d = 0,021	s = 3, d = 0,101	S = 1, d = 0,023
Relevé au casier sur la morue charbonnière		h = 56 (10 752 km ²)	h = 57 (10 752 km ²)	h = 59 (10 752 km ²)	h = 60 (10 752 km ²)	h = 335 (10 752 km ²)
2011		s = 8, d = 0,133	s = 1, d = 0,023	s = 1, d = 0,039	-	-
2012		s = 6, d = 0,236	s = 2, d = 0,052	-	s = 1, d = 0,038	s = 1, d = 0,020
2013		s = 5, d = 0,041	s = 3, d = 0,055	-	-	-
2014		s = 4, d = 0,720	s = 3, d = 0,101	s = 2, d = 0,284	-	-
2015		s = 2, d = 0,782	-	-	-	-
2016		s = 4, d = 0,284	s = 3, d = 0,035	-	-	s = 1, d = 0,056

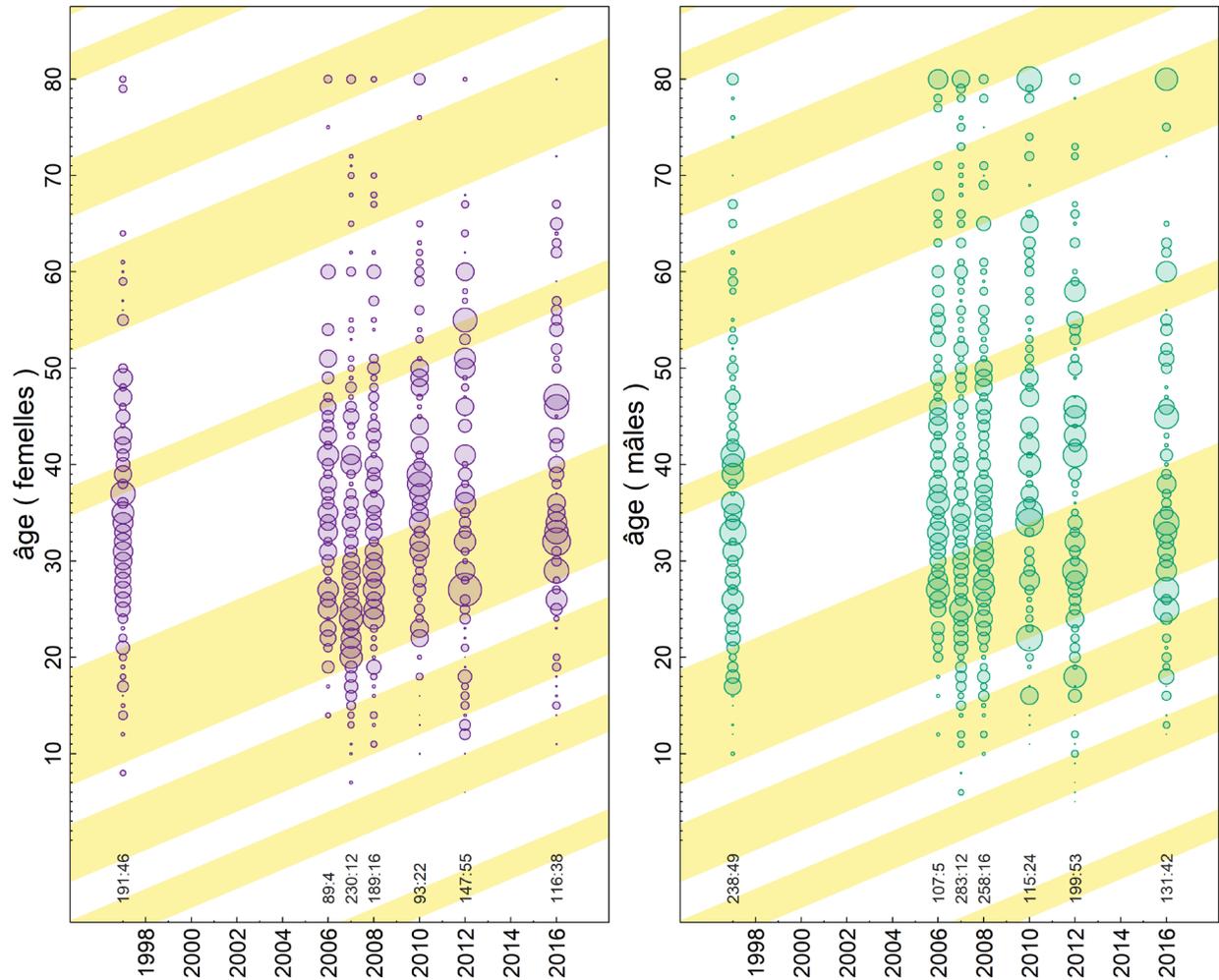


Figure D.19. Relevés sur le complexe du nord : Relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii (depuis 2006) et de la côte ouest de l'île de Vancouver (1997) – proportions selon l'âge, d'après les fréquences selon l'âge pondérées par la densité d'individus moyenne dans une strate et par la superficie totale de cette strate dans le relevé (tableau D.13). Voir la figure D.17 pour obtenir des renseignements détaillés sur les bandes diagonales ombragées et les nombres indiqués.

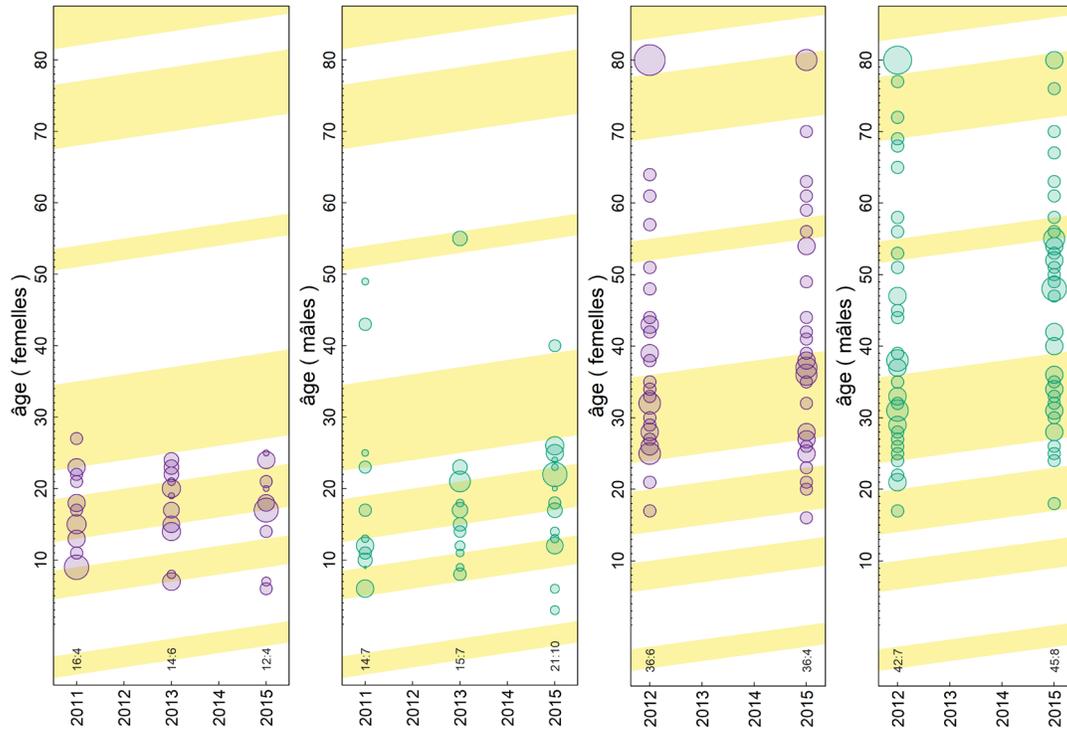


Figure D.20. Relevés sur le complexe du nord : Relevé synoptique dans le détroit d'Hécate (à gauche) et relevé à la palangre de la CIFP (à droite) – proportions selon l'âge, d'après les fréquences selon l'âge pondérées par la densité d'individus moyenne dans une strate et par la superficie totale de cette strate dans le relevé (tableau D.13). Voir la figure D.17 pour obtenir des renseignements détaillés sur les nombres indiqués.

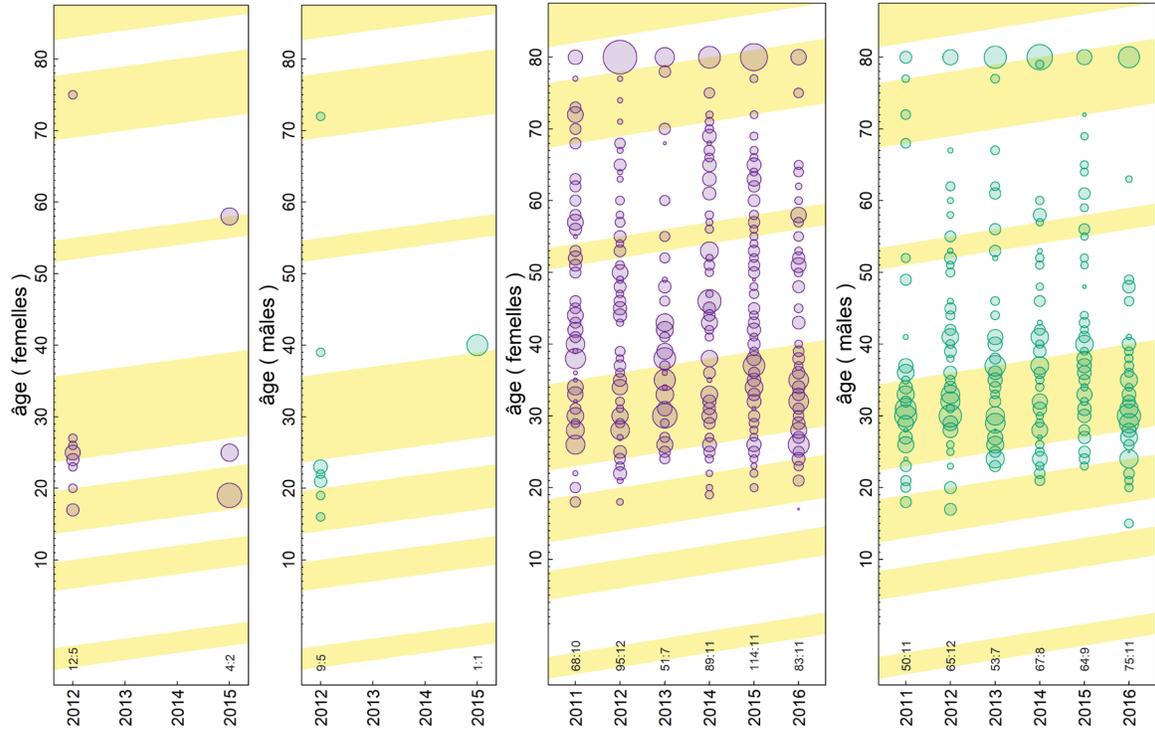


Figure D.21. Relevés sur le complexe du nord : Relevé sur fond dur à la palangre, Nord (à gauche) et relevé standardisé au casier sur la morue charbonnière (à droite) – proportions selon l'âge, d'après les fréquences selon l'âge pondérées par la densité d'individus moyenne dans une strate et par la superficie totale de cette strate dans le relevé (tableau D.13). Voir la figure D.17 pour obtenir des renseignements détaillés sur les nombres indiqués.

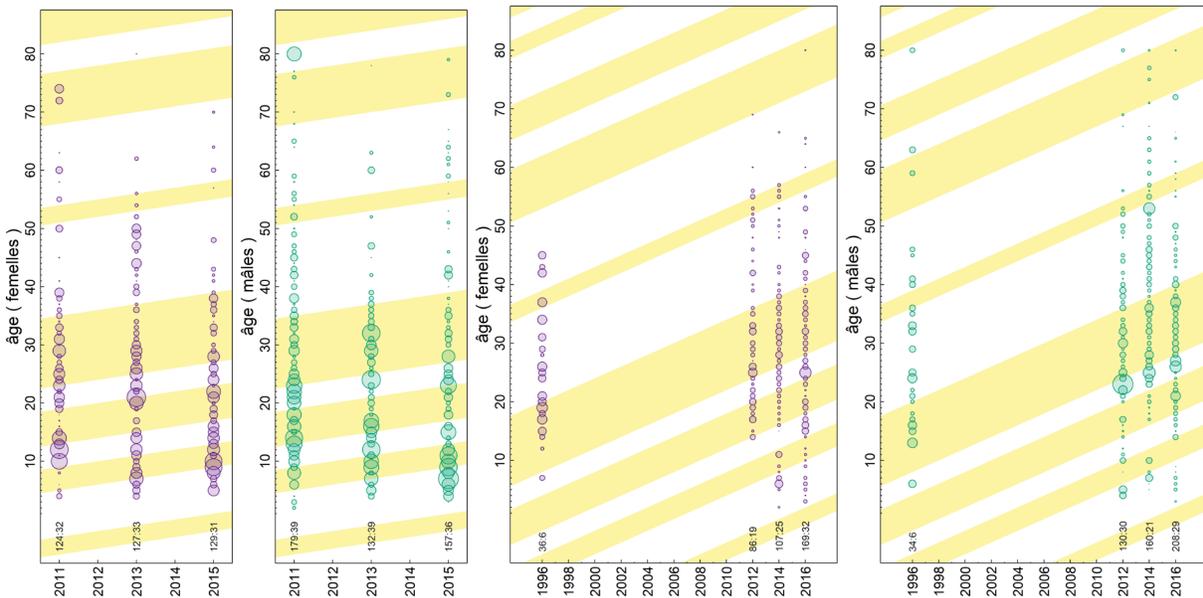


Figure D.22. Relevés sur le complexe du sud : Relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte (à gauche) et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (à droite) – proportions selon l'âge, d'après les fréquences selon l'âge pondérées par la densité d'individus moyenne dans une strate et par la superficie totale de cette strate dans le relevé (tableau D.13). Voir la figure D.17 pour obtenir des renseignements détaillés sur les nombres indiqués.

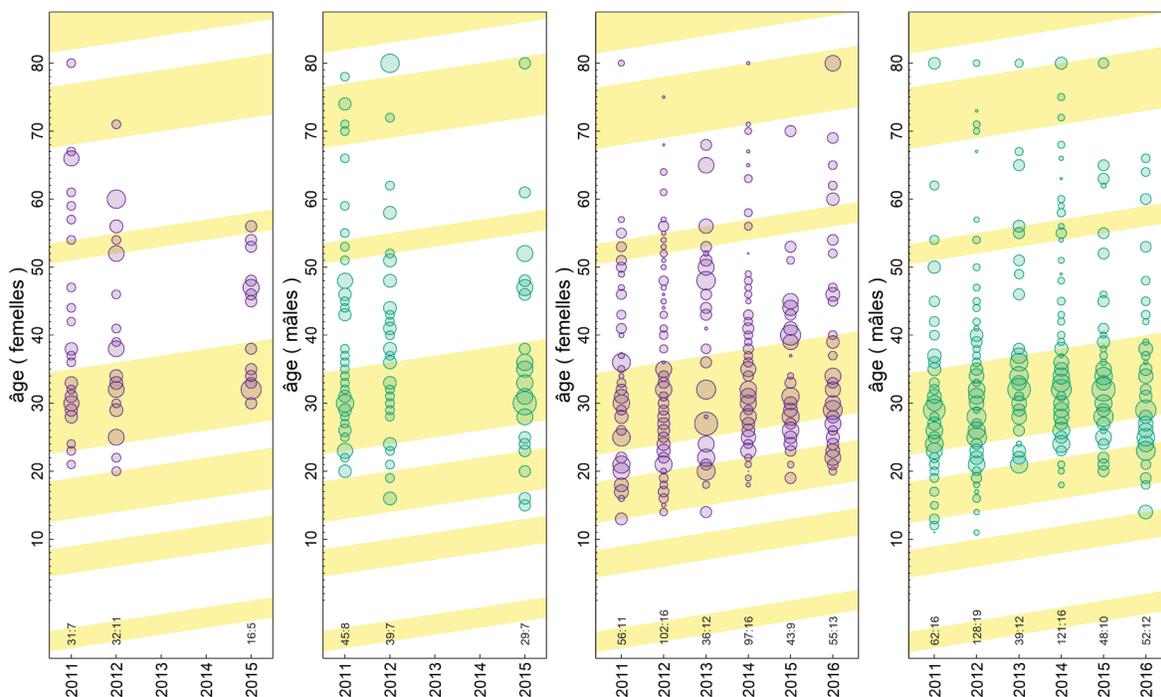


Figure D.23. Relevés sur le complexe du sud : Relevé à la palangre de la CIFP (à gauche) et relevé standardisé au casier sur la morue charbonnière (à gauche) – proportions selon l'âge, d'après les fréquences selon l'âge pondérées par la densité d'individus moyenne dans une strate et par la superficie totale de cette strate dans le relevé (tableau D.13). Voir la figure D.17 pour obtenir des renseignements détaillés sur les nombres indiqués.

D.2.3. Erreur de détermination de l'âge

L'erreur relative à la détermination de l'âge est un problème courant dans les évaluations de stocks. La figure D.24 indique que les âges des individus du complexe estimés par les lecteurs primaires ne sont souvent pas reproduits uniformément par les lecteurs secondaires lors des analyses de contrôle ponctuel. Par nécessité, on a utilisé une matrice de l'erreur de détermination de l'âge pour les modèles de population de référence sur le complexe.

Après plusieurs essais, on a adopté une matrice de l'erreur de détermination de l'âge qui comportait les éléments suivants : une erreur « modérée » pour les individus d'âge 1 à 80 provenant d'une distribution normale avec des quantiles 0,01 à 0,99 couvrant sept classes d'âge (\pm trois âges situés le long des rangées partant de la diagonale; figure D.25, à gauche). Une autre matrice de l'erreur de détermination de l'âge a été utilisée dans les analyses de sensibilité : une erreur « importante » pour les individus d'âge 1 à 80 provenant d'une distribution normale avec des quantiles 0,01 à 0,99 couvrant onze classes d'âge (\pm cinq âges situés le long des rangées partant de la diagonale; figure D.25, à droite). On a testé une matrice de l'erreur de détermination de l'âge « restreinte » (\pm 1 âge), mais la convergence des modèles n'était pas bonne.

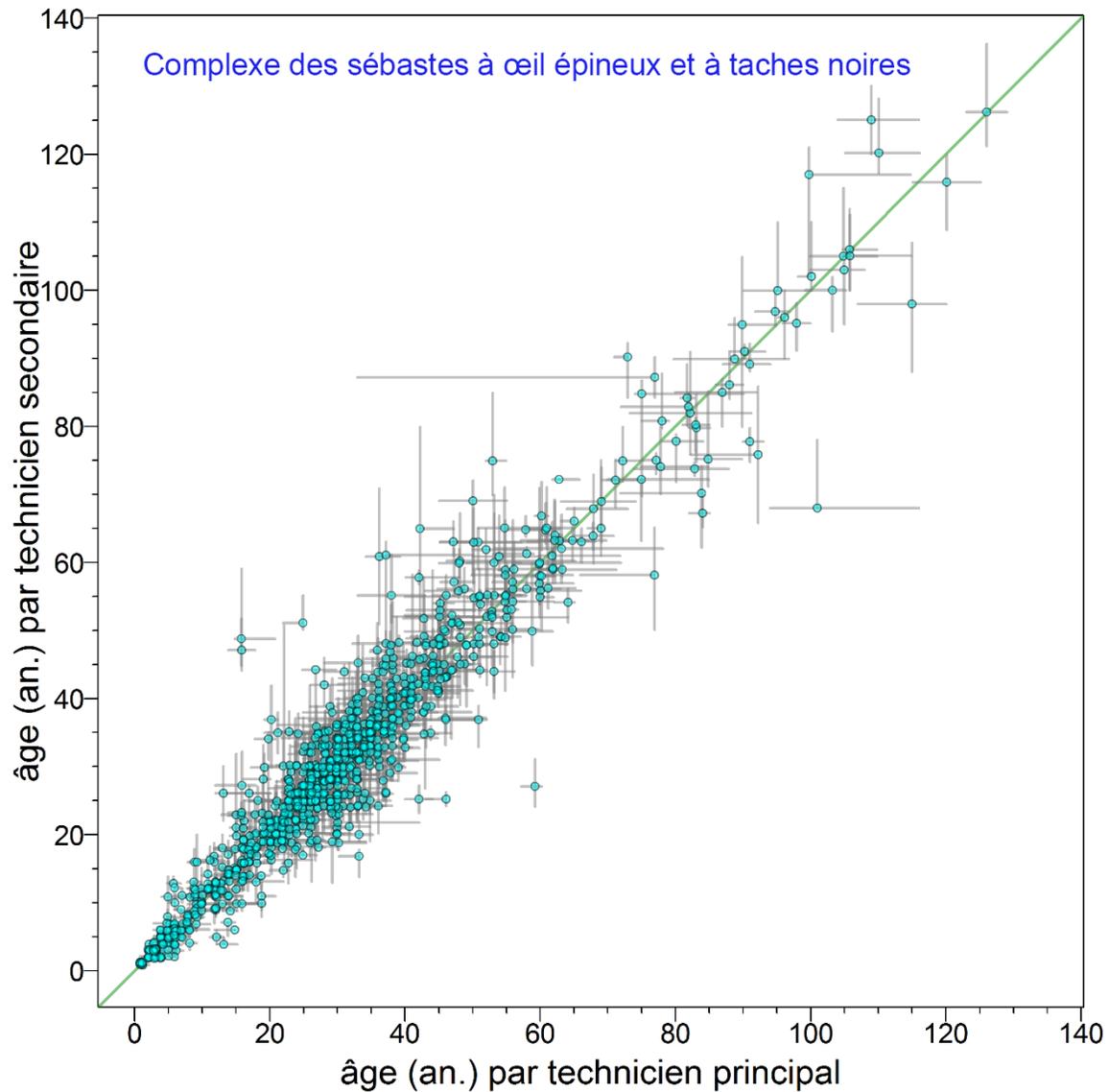


Figure D.24. Erreur de détermination de l'âge des individus du complexe, définie comme la plage entre l'âge minimal et l'âge maximal (barres grises), qui est déterminée par les lecteurs primaires et secondaires pour chaque âge accepté (points). On a soumis les données à un bruit aléatoire en utilisant une distribution uniforme aléatoire entre les âges -0,25 et 0,25 an.

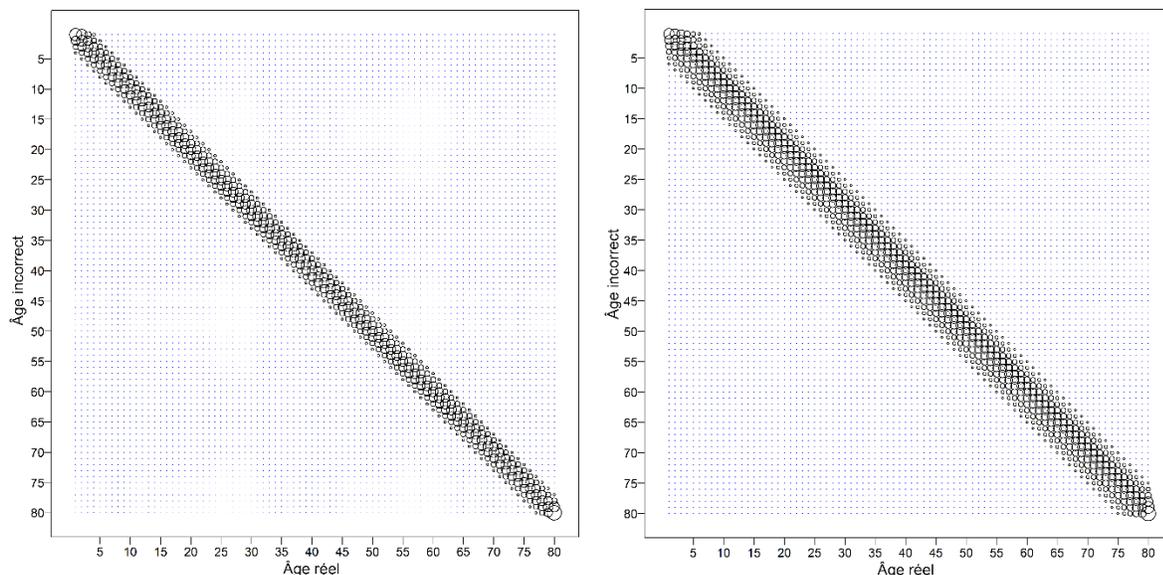


Figure D.25. Matrice de mauvaise classification de l'erreur de détermination de l'âge (Hilborn *et al.* 2003) utilisée dans le modèle Awatea du bocaccio pour la présente évaluation. Graphique de gauche : structure d'erreur « modérée » adoptée pour toutes les exécutions du scénario de référence composite. Graphique de droite : structure d'erreur « importante » utilisée dans analyses de sensibilité.

D.3. STRUCTURE DES STOCKS

D.3.1. Génétique

Gharrett *et al.* (2005) ont conclu que le complexe était composé de deux types génétiques distincts fondés sur des différences à un locus microsatellite (μ Sma 6) sur huit testés. Le type I (sébastes à taches noires ou BSR) était homozygote pour l'allèle *177 à μ Sma 6 et le type II (sébastes à œil épineux ou RER) était homozygote pour l'allèle *183. Ces différences étaient corrélées à différents haplotypes d'ADN mitochondrial (groupe d'allèles qui sont hérités ensemble). Dans leur étude, le type I était prédominant dans les eaux occidentales, mais était présent dans toute l'aire de répartition échantillonnée (la côte du Pacifique depuis les îles Aléoutiennes jusqu'en Oregon au sud). Les poissons de type II étaient surtout présents dans le centre et l'est du golfe d'Alaska, et ils étaient en grande partie absents des eaux à l'ouest de 170°O dans la mer de Béring et les îles Aléoutiennes.

À partir de spécimens du complexe génétiquement déterminés d'après le locus Sma 6 identifié par Gharrett *et al.* (2005), Harris *et al.* (2019) ont mis au point un modèle de régression logistique prédictive fondé sur l'âge, six mesures des otolithes (superficie, périmètre, longueur de l'axe mineur, longueur de l'otolithe, largeur de l'otolithe, poids de l'otolithe) et la longueur à la fourche. Une découverte frappante a été que pour les six mesures des otolithes, le sébaste à œil épineux était en moyenne plus grand que le sébaste à taches noires pour un âge donné. Leur modèle prédictif, ajusté au moyen d'un ensemble de données de formation, a été testé sur un ensemble de données distinct et a correctement identifié 97 % des sébastes à taches noires et 86 % des sébastes à œil épineux. Par rapport à l'identification sur le terrain, leurs résultats étaient légèrement meilleurs pour le sébaste à taches noires (97 % contre 92 à 94 % d'exactitude sur le terrain) et nettement meilleurs pour le sébaste à œil épineux (86 % contre 66 à 68 % d'exactitude sur le terrain). En supposant que les taux de croissance ne changent pas considérablement au fil du temps et que la détermination de l'âge est assez précise, on a suggéré que cette méthode serait utile pour la taxonomie rétrospective des espèces à l'aide

d'otolithes archivés, et qu'elle serait indépendante de l'année et de l'aire de répartition des espèces. Le laboratoire de détermination de l'âge de la Station biologique du Pacifique mène actuellement une étude de morphologie des otolithes, qui pourrait également produire des capacités de prévision.

D.3.2. Définition des stocks

À l'heure actuelle, il n'est pas possible de distinguer visuellement le sébaste à taches noires (BSR) du sébaste à œil épineux (RER) avec une grande précision; il faut plutôt un échantillonnage génétique (ADN) pour déterminer l'espèce. De tels échantillonnages sont effectués dans les eaux de la Colombie-Britannique depuis 2010 dans le cadre de relevés de recherche, et depuis 2012 dans le cadre de la pêche commerciale (tableau D.14), mais avec des stratégies d'échantillonnage variables. De plus, presque tous les échantillons génétiques disponibles proviennent de relevés de recherche (tableau D.14), de sorte qu'il n'est pas facile d'extrapoler, à partir de ces données disparates, des observations générales de la répartition des espèces sur l'ensemble de la côte. À titre de première approximation, le mandat définissait la séparation des espèces en désignant toutes les observations d'individus du complexe (provenant de la pêche commerciale ou des relevés) sur la côte ouest de Haida Gwaii (zone 5E de la CPMP) et dans l'entrée Dixon (zone 5D de la CPMP) comme des sébastes à taches noires; cependant, les participants à l'examen par les pairs ont demandé que cet ensemble spatial soit désigné comme « stock du complexe du nord » afin de refléter le fait que les spécimens étaient des sébastes à taches noires ou des sébastes à œil épineux dans les données. De même, les prises d'individus du complexe dans les zones 3C à 5B de la CPMP (voir les emplacements cartographiques de ces zones à la figure A.1 en annexe) devaient être désignées comme sébaste à œil épineux, mais les participants à la réunion d'évaluation ont demandé que cet ensemble spatial soit désigné comme stock du complexe du sud. La petite quantité de prises du complexe dans la zone 5C de la CPMP a été divisée proportionnellement (~ 70:30 nord:sud en fonction des prises) entre les deux stocks en raison du niveau élevé présumé d'hybridation dans cette zone. Ces désignations de zones suivent celles de Creamer (2016), qui a constaté que la longitude était l'indicateur le plus fort de la proportion de sébaste à taches noires, les longitudes plus à l'ouest (c.-à-d. la côte ouest de Haida Gwaii) favorisant le sébaste à taches noires. Il convient de noter qu'en Colombie-Britannique, la longitude est corrélée à la latitude en raison de la diagonale du littoral.

Le tableau D.14 montre que des analyses génétiques ont été effectuées sur 8 668 spécimens. Parmi eux, 4 903 ont été classés comme des sébastes à taches noires, 2 730 comme des sébastes à œil épineux, 153 comme des hybrides de première génération ou plus, 273 comme des hybrides de deuxième génération ou plus, et 609 n'ont pas été résolus (soit en raison de matériel génétique abîmé ou de l'incapacité de l'équipement automatisé à fournir du matériel génétique pour les tests). Le sébaste à taches noires génétiquement déterminé représente $3\,815 / (631 + 3\,815 + 80 + 93) = 82,6\%$ des spécimens génétiquement déterminés (à l'exclusion des tests qui ont échoué) dans la zone du stock du complexe du nord, et le sébaste à œil épineux génétiquement déterminé en représente $2\,011 / (2\,011 + 892 + 65 + 146) = 64,6\%$ des spécimens génétiquement déterminés dans la zone du stock du complexe du sud (3CD5AB, tableau D.15). Bien que le stock hybride présumé (5C) ne soit pas utilisé dans le modèle de population (autre que pour l'allocation des prises de la zone 5C aux deux autres stocks), les hybrides génétiquement déterminés ne représentent que $(8 + 34) / (87 + 196 + 8 + 34) = 12,9\%$ des spécimens génétiquement déterminés dans la zone 5C.

Le sébaste à taches noires et le sébaste à œil épineux génétiquement déterminés sont présents dans toutes les régions le long de la côte de la Colombie-Britannique (figure D.26). Certains signes indiquent que le sébaste à taches noires est plus présent dans les zones 5A à

E que dans la zone 3CD, mais l'inverse n'est pas vrai pour le sébaste à œil épineux, qui affiche des points chauds au large du nord-ouest de Haida Gwaii, dans le fossé Moresby et le goulet de l'île Goose, et au large du sud-ouest de l'île de Vancouver. La fréquence absolue des spécimens peut être trompeuse, car il y a deux fois plus de sébastes à taches noires génétiquement déterminés que de sébastes à œil épineux. La figure D.27 illustre la proportion de spécimens de sébastes à taches noires (pBSR) par rapport aux spécimens de sébastes à taches noires + sébastes à taches noires dans les groupes de zones, en particulier selon les zones principales et secondaires de la CPMP. La pBSR est la plus élevée dans la zone 5E, mais elle est également élevée dans les zones 5A et 5C. Ventilée par zone mineure, la plus forte pBSR se trouve dans la zone mineure 34, près de l'île Anthony, suivie des points chauds dans les zones 31 et 35 au large de Haida Gwaii et des zones 2 et 7 regroupées près de la tête du fossé Moresby. Ce dernier résultat semble anormal, car on considère généralement que le sébaste à taches noires occupe des eaux plus profondes que le sébaste à œil épineux; cependant, le même groupe apparaît dans Creamer (2016, figure 1)¹². Malgré les données bruitées, on constate une atténuation générale de la pBSR du nord au sud.

¹² Creamer (2016) a constaté que la profondeur seule était un mauvais indicateur de la répartition des espèces entre le sébaste à taches noires et le sébaste à œil épineux.

Tableau D.14. Étendue de l'information génétique disponible pour le complexe de sébaste à taches noires/sébaste à œil épineux, par source des données et par année. « – » : Aucune donnée

Source des données↓	Année d'échantillonnage							Nombre total
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
Pêche commerciale	–	–	54	65	227	236	318	900
Relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte	–	362	–	335	–	323	–	1 020
Relevé synoptique dans le détroit d'Hécate	–	106	–	42	–	63	–	211
Relevé synoptique sur la côte ouest de l'île de Vancouver	–	–	213	–	267	–	379	859
Relevé à la palangre de la CIFP	–	88	114	–	–	129	129	460
Relevé synoptique sur la côte ouest de Haida Gwaii	731	–	859	–	264	–	685	2 539
Relevé à la palangre sur fond dur, Nord, extérieur	–	–	56	–	–	20	–	76
Relevé à la palangre sur fond dur, Sud, extérieur	–	1	–	–	3	–	1	5
Relevé synoptique dans le détroit de Georgie	–	–	1	–	–	–	–	1
Relevé acoustique sur le merlu mené conjointement par le Canada et les États-Unis	–	–	–	1	9	26	–	36
Relevé standardisé au casier sur la morue charbonnière	420	239	395	154	371	270	268	2 117
Relevé au chalut de fond sur la crevette	–	28	123	63	31	59	140	444
Nombre total	1 151	824	1 815	660	1 172	1 126	1 920	8 668

Tableau D.15. Composition génétique des stocks évalués (BSR = sébaste à taches noires, RER = sébaste à œil épineux HY1 = hybrides de première génération, HY2 = hybrides de deuxième génération, ÉCHEC = échec des tests génétiques).

Stock→ génétique ↓	Complexe du nord	Complexe du sud	« Hybrides » de la zone 5C
BSR	3 815	892	196
RER	631	2 011	87
ÉCHEC	349	235	25
HY1	80	65	8
HY2	93	146	34

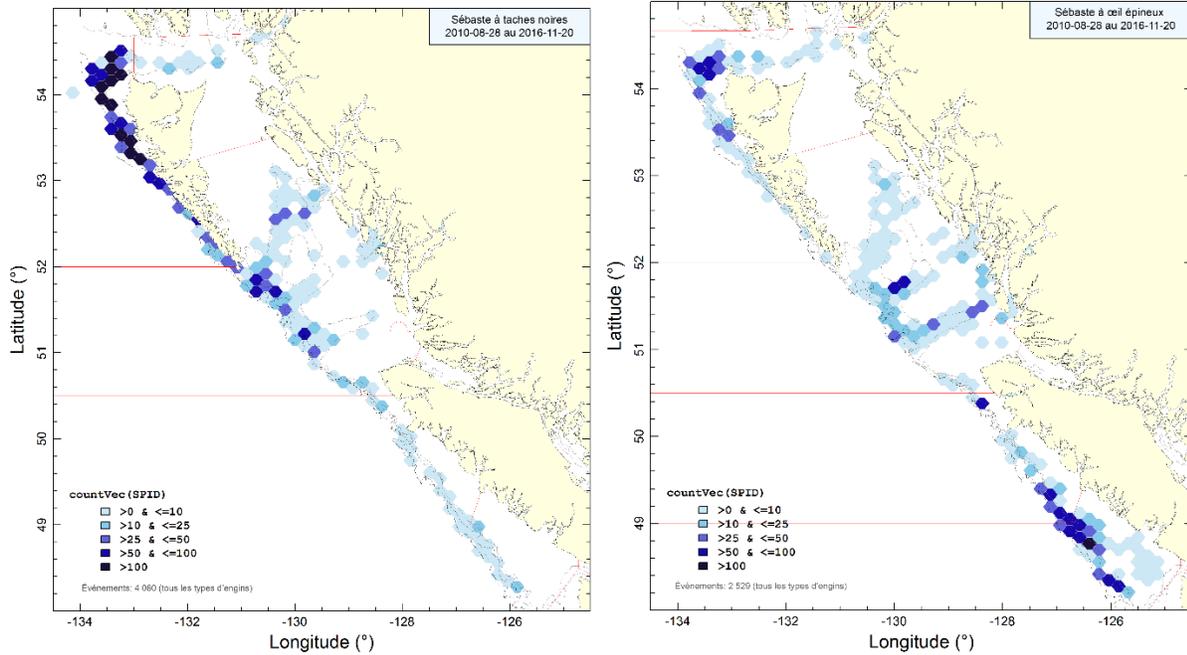


Figure D.26. Répartition des sébastes à taches noires (à gauche) et des sébastes à œil épineux (à droite) génétiquement déterminés, par tous les types d'engins.

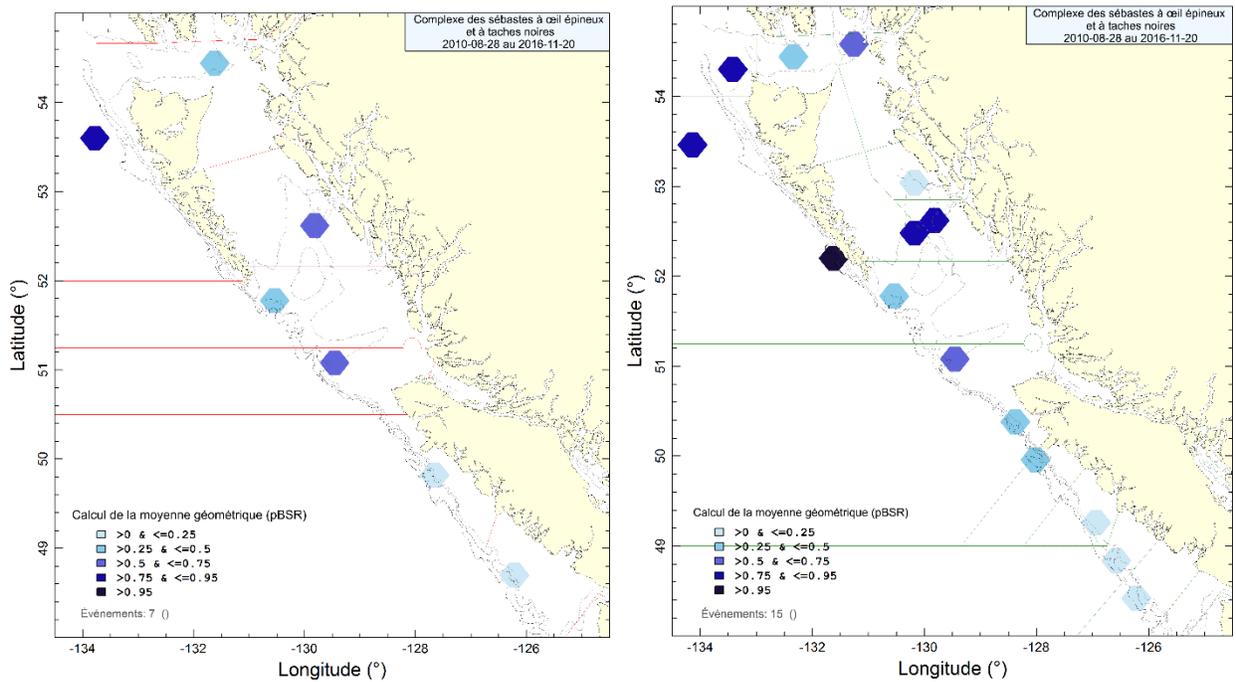


Figure D.27. Proportion de spécimens génétiquement identifiés comme des sébastes à taches noires regroupés par zones principales de la CPMP (à gauche) et zones mineures de la CPMP (à droite) par tous les engins.

Les renseignements sur la répartition des espèces présentés sur la figure D.26 et la figure D.27 traitent toutes les observations comme s'il s'agissait de représentations indépendantes de la répartition réelle des espèces, sans égard à la variation interannuelle. Ces données indiquent que ces deux espèces sont fortement mélangées dans les eaux de la Colombie-Britannique et qu'elles se croisent clairement avec succès. Cependant, il n'est pas juste de considérer que ces observations génétiques, résumées dans une série de relevés et recueillies sur sept ans, sont représentatives de la répartition sous-jacente de ces deux espèces. Même le modèle statistique de Creamer (2016), qui a tenté de prédire la répartition des espèces en fonction de seulement deux variables (la longitude et la « rugosité »), repose sur l'hypothèse sous-jacente selon laquelle la répartition des espèces du complexe est statique et peut être prédite sur plusieurs années au moyen de données externes. Cependant, il est beaucoup plus probable que la répartition réelle des espèces soit dynamique et variable, réagissant à divers indices environnementaux. S'il est important de comprendre la répartition entre ces deux espèces, nous devrions échantillonner activement les prises dans différentes pêches menées dans chaque partie de l'habitat occupé. Tant que plusieurs années de renseignements complets sur les espèces n'auront pas été recueillies, il ne sera pas possible de comprendre la meilleure façon de ventiler les prises historiques du complexe entre les espèces qui le composent.

La séparation des stocks en zones utilisée pour le complexe dans la présente évaluation des stocks correspond également aux évaluations antérieures des stocks (Starr et Haigh 2021 a, b), avec un stock au nord de 52°N et un au sud de cette latitude. Cette séparation peut avoir été causée par la bifurcation du courant du Pacifique Nord (Pickard et Emery 1982; Freeland 2006; Cummins et Freeland 2006; Batten et Freeland 2007) qui garde séparées les larves nageant librement des deux régions.

D.3.3. Distribution des longueurs de poisson

De simples comparaisons des distributions de longueurs observées lors de la pêche commerciale dans les régions relatives aux deux pêches au chalut (de fond et pélagique) n'indiquent aucune différence marquée entre les distributions de fréquences selon la longueur relatives aux méthodes de pêche dans chaque zone (complexe du nord : figure D.28, complexe du sud : figure D.29). Cette observation indique qu'il est probablement raisonnable de combiner les données provenant des deux pêches au chalut (de fond et pélagique). Les données sur la pêche au casier et à la palangre permettent de penser que les longueurs obtenues au moyen de méthodes autres que le chalut pourraient être plus grandes que celles obtenues au chalut; toutefois, le modèle de population traite les pêches autres qu'au chalut comme une pêche « autre ».

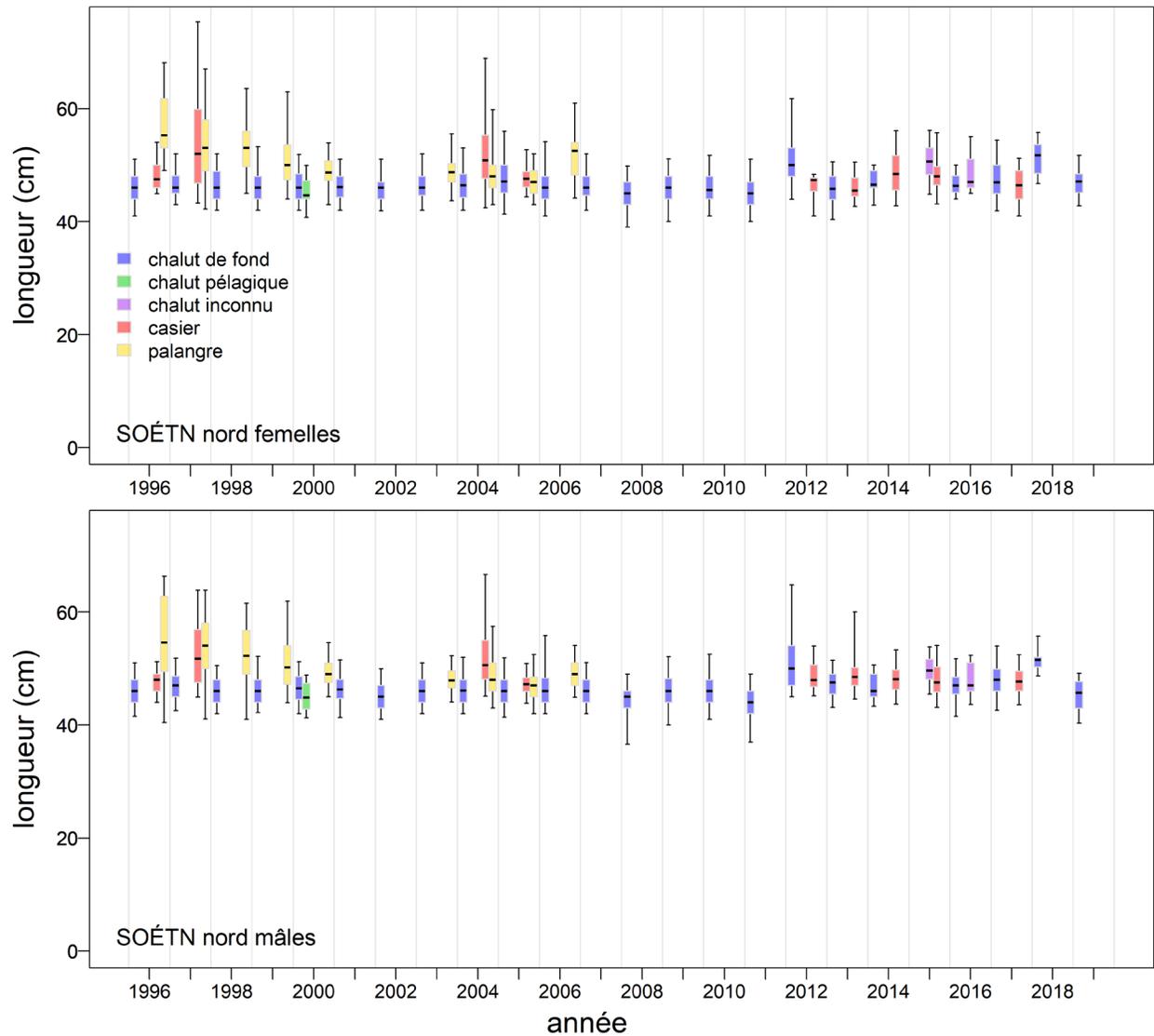


Figure D.28. Comparaison des distributions annuelles de la longueur des individus du complexe du nord, par sexe, selon le type d'engin, dans les pêches commerciales. Les boîtes représentent les quantiles suivants : 0,05; 0,25; 0,50; 0,75 et 0,95.

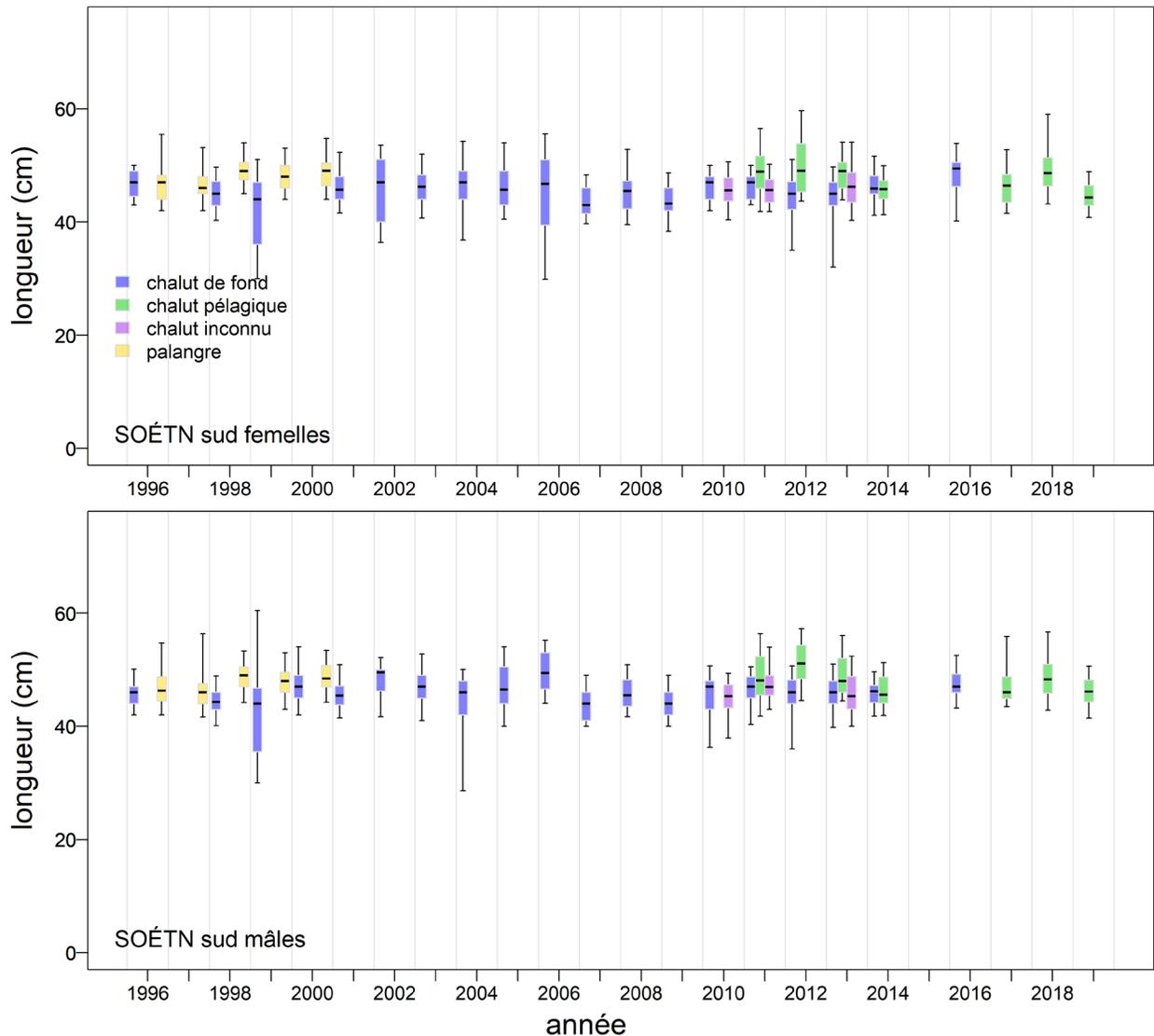


Figure D.29. Comparaison des distributions annuelles de la longueur des individus du complexe du sud, par sexe, selon le type d'engin, dans les pêches commerciales. Les boîtes représentent les quantiles suivants : 0,05; 0,25; 0,50; 0,75 et 0,95.

La distribution des longueurs selon divers relevés (complexe du nord : figure D.30, complexe du sud : figure D.31) révèle des différences de longueur moyenne entre les relevés qui découlent probablement des différences de sélectivité des relevés :

- Les relevés synoptiques au large de la côte ouest de Haida Gwaii, les relevés à la palangre de la CIFP et les relevés au casier sur la morue charbonnière affichent des distributions semblables des longueurs des individus du complexe, alors que les distributions tirées des relevés synoptiques dans le détroit d'Hécate concernent des individus plus petits (et plus jeunes).
- Quatre des six relevés présentent des distributions semblables des longueurs des individus du complexe, le relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte capturant des poissons plus petits en moyenne et le relevé au chalut sur la crevette pêchant des poissons beaucoup plus petits (et plus jeunes).

Les différences de sélectivité sont probablement davantage liées à la profondeur qu'à la latitude.

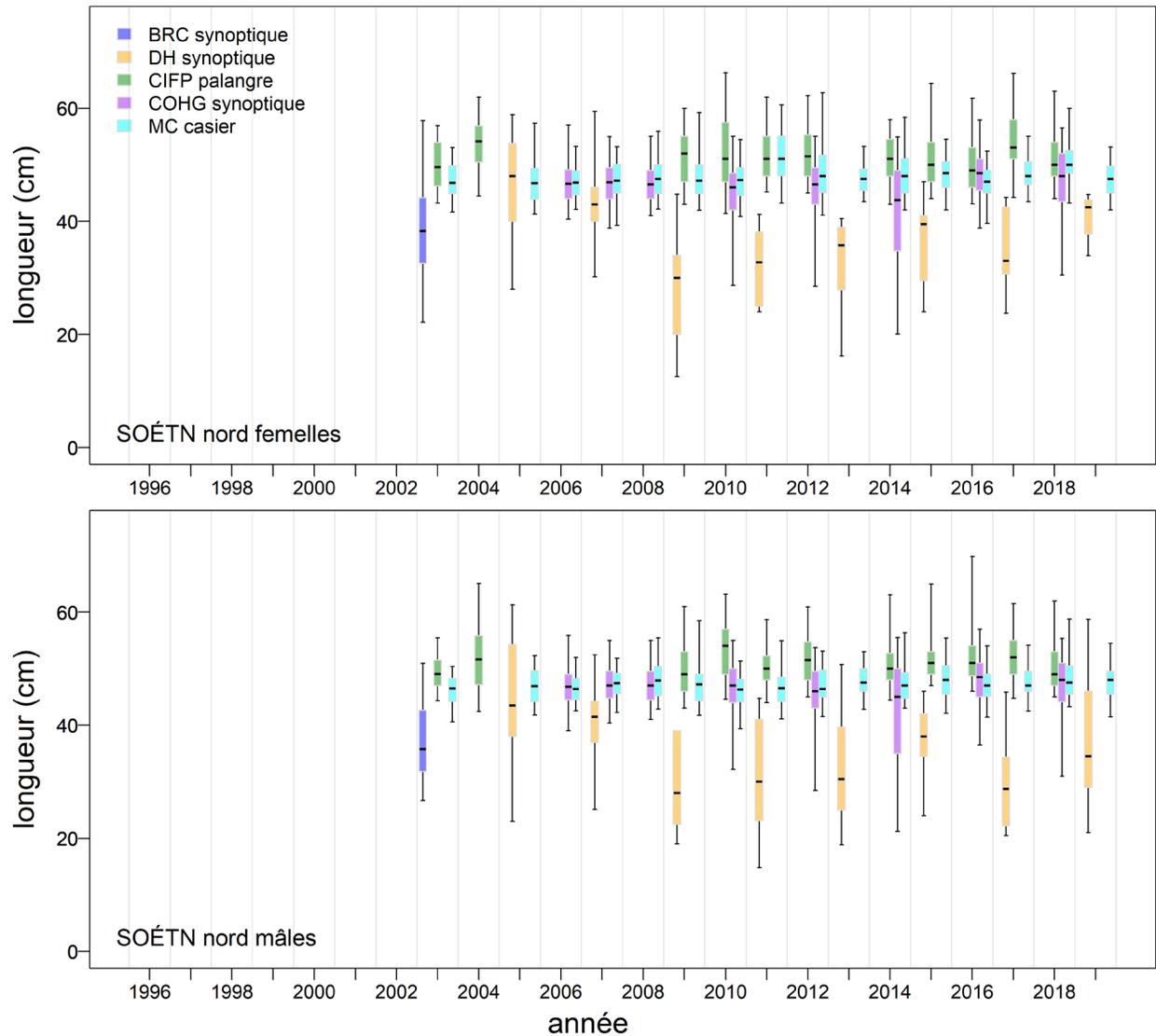


Figure D.30. Comparaison des distributions annuelles des longueurs des individus du complexe du nord entre cinq relevés (trois au chalut, un à la palangre sur le flétan et un au casier sur la morue charbonnière). Les boîtes représentent les quantiles suivants : 0,05; 0,25; 0,50; 0,75 et 0,95.

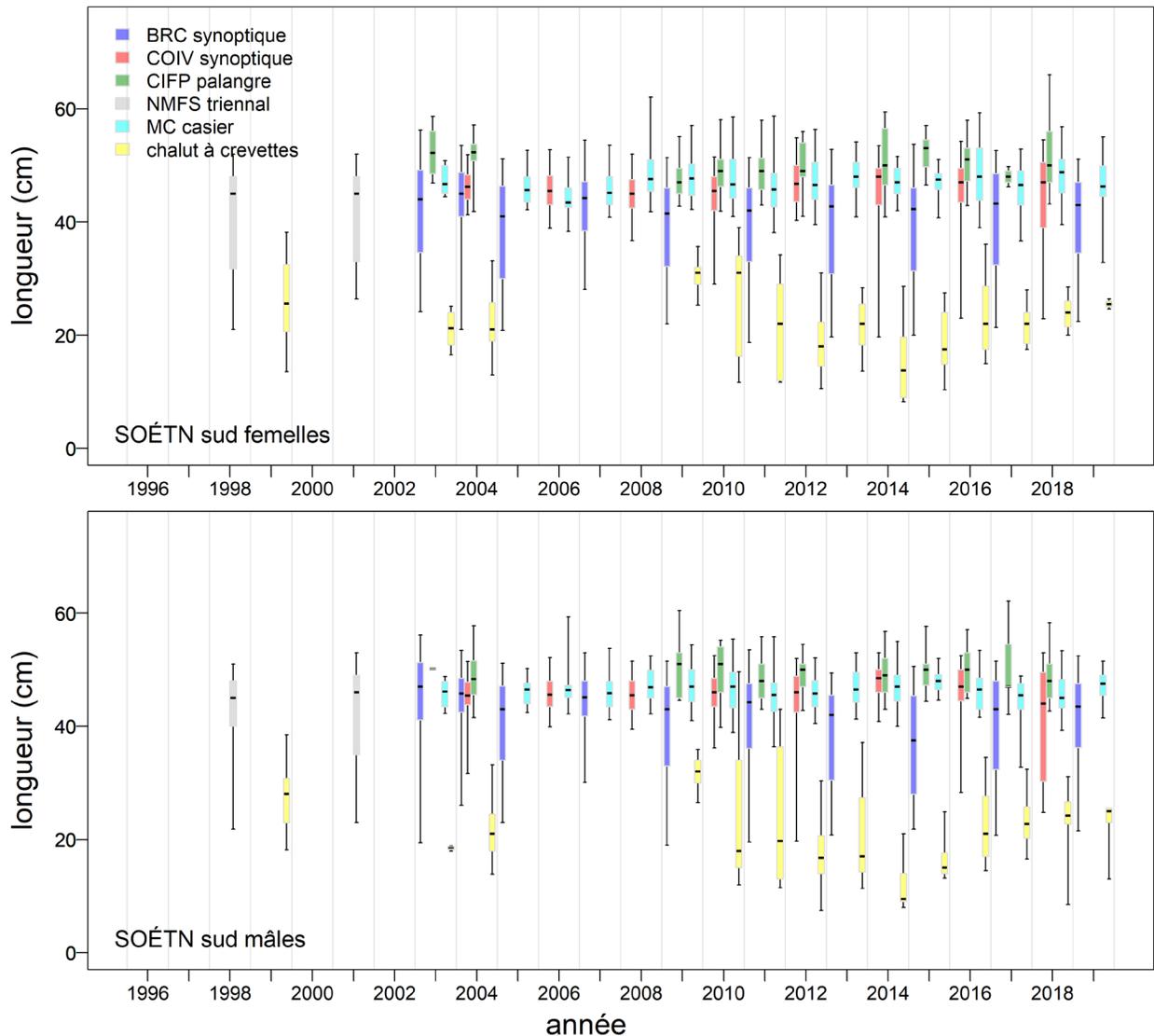


Figure D.31. Comparaison des distributions annuelles des longueurs des individus du complexe du sud entre six relevés (quatre au chalut, un à la palangre sur le flétan et un au casier sur la morue charbonnière). Les boîtes représentent les quantiles suivants : 0,05; 0,25; 0,50; 0,75 et 0,95.

D.3.4. Comparaison des modèles de croissance

Une comparaison des modèles de croissance entre les stocks (complexe du nord et complexe du sud) et les espèces génétiquement déterminées (sébaste à taches noires et sébaste à œil épineux) présentée dans la figure D.32 indique quelques différences :

- Les femelles sont plus grandes que les mâles.
- Les femelles et les mâles génétiquement déterminés sont plus grands que leurs homologues dans la zone pour les deux stocks.
- Les mâles déterminés par la génétique (sébaste à taches noires et sébaste à œil épineux) ont la même taille.
- Les mâles déterminés par la zone (complexe du nord et complexe du sud) ont la même taille.

La figure D.32 montre également comment les deux autres paramètres (K , t_0) varient avec L_∞ . Malgré ces différences, une comparaison des courbes de croissance (figure D.33) montre que la croissance ne varie pas beaucoup entre les stocks, la génétique et le sexe.

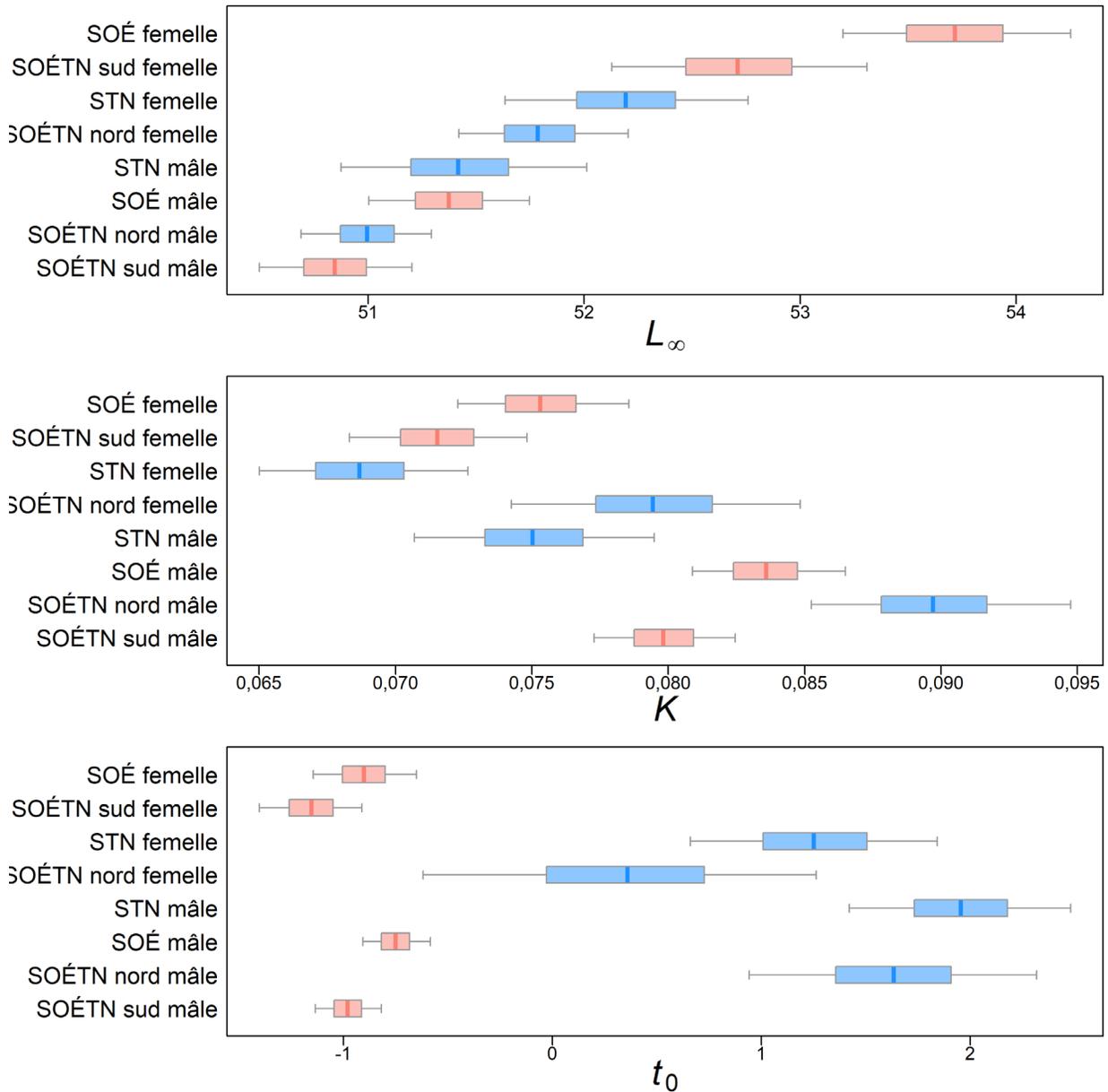


Figure D.32. Échantillons de la méthode de MCCM (4 chaînes, 1 000 échantillons chacune) pour les paramètres de von Bertalanffy déterminés à l'aide des données longueur-âge du complexe par stock (complexe du nord et du sud) et la génétique (sébaste à taches noires, sébaste à œil épineux). Les boîtes (bleu = complexe du nord et BSR; rouge = complexe du sud et RER) représentent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95.

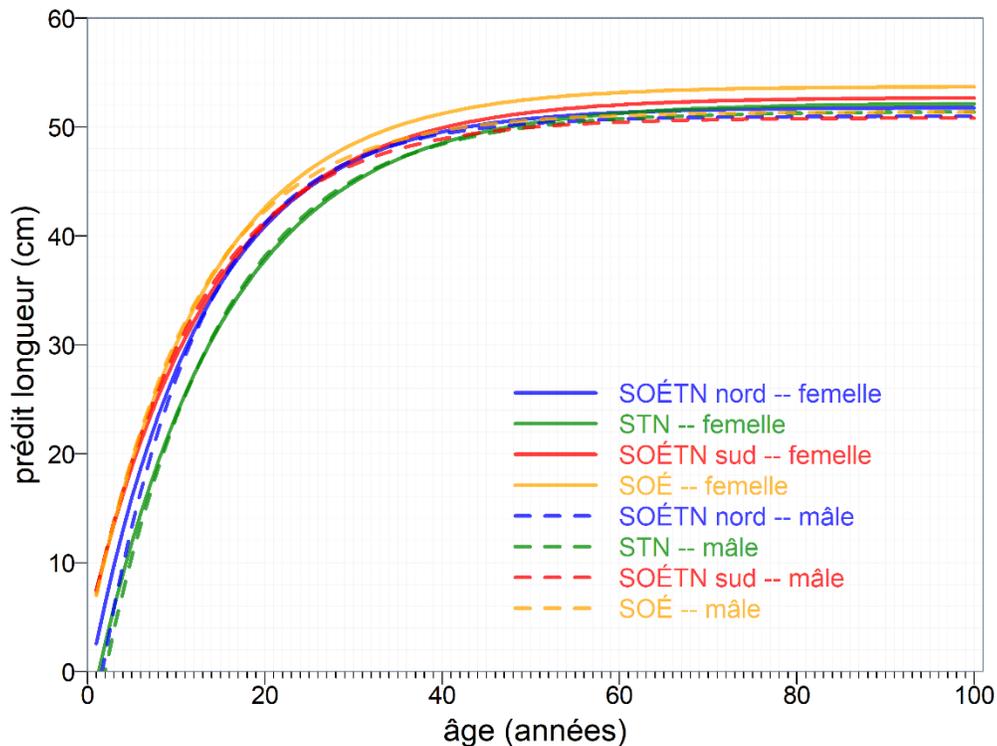


Figure D.33. Ajustements du modèle de von Bertalanffy selon les estimations médianes des paramètres tirées de l'ajustement du modèle rstan aux données longueur-âge des individus du complexe par stock et région génétique au moyen de l'erreur de détermination de l'âge (CV de la longueur selon l'âge). La couleur de la ligne indique le stock/génétique (bleu = complexe du nord, rouge = complexe du sud, vert = sébaste à taches noires, orange = sébaste à œil épineux); le type de ligne indique le sexe (pleine = femelle, tiretée = mâle).

D.4. RÉFÉRENCES – BIOLOGIE

- Batten, S.D. and Freeland, H.J. 2007. [Plankton populations at the bifurcation of the North Pacific Current](#). Fisheries Oceanography 16(6): 536-546.
- Creamer, J.M. 2016. [Using genetic species identification and environmental data to distinguish historical catches of cryptic Blackspotted Rockfish \(*Sebastes melanostictus*\) and Rougheye Rockfish \(*Sebastes aleutianus*\) in British Columbia](#). Master's thesis, Simon Fraser University, Burnaby, BC, 40 p.
- Cummins, P.F. and Freeland, H.J. 2007. [Variability of the North Pacific Current and its bifurcation](#). Progress in Oceanography 75(2): 253-265.
- Freeland, H.J. 2006. [What proportion of the North Pacific Current finds its way into the Gulf of Alaska?](#) Atmosphere-Ocean 44(4): 321-330.
- Gharrett, A.J., Matala, A.P., Peterson, E.L., Gray, A.K., Li, Z. and Heifetz, J. 2005. [Two genetically distinct forms of rougheye rockfish are different species](#). Trans. Am. Fish. Soc. 134: 242-260.
- Haigh, R., Olsen, N. and Starr, P. 2005. [A review of Rougheye Rockfish *Sebastes aleutianus* along the Pacific coast of Canada: biology, distribution, and abundance trends](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/096: vi + 68 p.

-
- Haist, V., Breen, P.A. and Starr, P.J. 2009. [A multi-stock, length-based assessment model for New Zealand rock lobster \(*Jasus edwardsii*\)](#). N.Z. J. Mar. Freshw. Res. 43: 355-371.
- Hamel, O.S. 2015. [A method for calculating a meta-analytical prior for the natural mortality rate using multiple life history correlates](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1): 62-69.
- Harris, J.P., Hutchinson, C. and Wildes, S. 2019. [Using otolith morphometric analysis to improve species discrimination of blackspotted rockfish \(*Sebastes melanostictus*\) and rougheye rockfish \(*S. aleutianus*\)](#). Fish. Bull. 117: 234-244.
- Hicks, A.C., Wetzel, C. and Harms, J. 2014. [The status of rougheye rockfish \(*Sebastes aleutianus*\) and blackspotted rockfish \(*S. melanostictus*\) as a complex along the U.S. West Coast in 2013](#). Stock Assessment and Fishery Evaluation (SAFE) , NMFS, NOAA xvi + 250 p.
- Hilborn, R., Maunder, M., Parma, A., Ernst, B., Payne, J. and Starr, P. 2003. [Coleraine: A generalized age-structured stock assessment model. User's manual version 2.0](#). University of Washington Report SAFS-UW-0116. Tech. rep., University of Washington.
- Hoenig, J.M. 1983. [Empirical use of longevity data to estimate mortality rates](#). Fish. Bull. 82(1): 898-903.
- MacLellan, S.E. 1997. [How to age rockfish \(*Sebastes*\) using *S. alutus* as an example – the otolith burnt section technique](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2146: 39 p.
- MPO. 2022. Compte rendu de l'examen par les pairs de la région du Pacifique sur l'évaluation des stocks du sébaste à raie rouge (*Sebastes proriger*) de la Colombie-Britannique en 2018; 13 et 14 juin 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Compte rendu. Sous presse.
- Pickard, G.L. and Emery, W.J. 1982. Descriptive Physical Oceanography, an Introduction. Pergamon Press, Oxford UK, 4th (SI) enlarged ed.
- Quinn, T.J.I. and Deriso, R.B. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press, New York, NY.
- Schnute, J.T. 1981. [A versatile growth model with statistically stable parameters](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38(9): 1128-1140.
- Shotwell, S.K. and Hanselman, D.H. 2019. [Chapter 13: Assessment of rougheye and blackspotted rockfish in the Gulf of Alaska](#). In Stock Assessment and Fishery Evaluation (SAFE) Report for the Groundfish Resources of the Gulf of Alaska, chap. 12, p. 1-115. North Pacific Fishery Management Council (NPFMC).
- Stan Development Team. 2018. [rstan: the R interface to Stan](#). R package version 2.18.2.
- Stanley, R.D., Starr, P. and Olsen, N. 2009. [Stock assessment for Canary rockfish \(*Sebastes pinniger*\) in British Columbia waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/013: xxii + 198 p.
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2021a. [Évaluation du stock de sébaste à raie rouge \(*Sebastes proriger*\) en Colombie-Britannique en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/014. viii + 356 p.
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2021b. [Évaluation du stock de goberge de l'Alaska \(*Theragra chalcogramma*\) pour la Colombie-Britannique en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/004. viii +294 p.

-
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G. and Hewitt, D.A. 2015. [Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1): 82-92.
- Westrheim, S. 1975. [Reproduction, maturation, and identification of larvae of some *Sebastes* \(Scorpaenidae\) species in the northeast Pacific Ocean](#). J. Fish. Res. Bd. Can. 32: 2399-2411.

ANNEXE E. ÉQUATIONS DU MODÈLE

E.1. INTRODUCTION

L'évaluation du stock des sébastes à œil épineux et à taches noires (SOÉTN) utilise un modèle structuré par âge et spécifique au sexe appelé « Awatea » dans un cadre bayésien pour reconstruire une trajectoire de population et son incertitude. Le modèle peut simultanément estimer la pente de la fonction stock-recrutement et séparer les mortalités pour les sexes. Cette approche suit celle utilisée dans les évaluations des stocks de la Colombie-Britannique depuis 2010 :

- 2019 – Stock de bocaccios à l'échelle de la côte britanno-colombienne (Starr et Haigh 2022),
- 2019 – Stock de veuves à l'échelle de la côte britanno-colombienne (Starr et Haigh 2021a),
- 2018 – Sébaste à raie rouge dans les zones 5DE, ainsi que 3CD et 5ABC de la CPMP (Starr et Haigh 2021b);
- 2017 – Sébaste à longue mâchoire (SLM) dans le bassin de la Reine-Charlotte (Haigh et coll. 2018a);
- 2014 – Sébaste à queue jaune près de la côte de la Colombie-Britannique (MPO 2015);
- 2013 – Sébaste argenté le long de la côte canadienne du Pacifique (Starr et coll. 2016);
- 2013 – Fausse limande dans les eaux de la Colombie-Britannique (Holt et coll. 2016);
- 2012 – SLM au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (Edwards et coll. 2014a);
- 2012 – SLM au large de la côte ouest de l'archipel Haida Gwaii (Edwards et coll. 2014b);
- 2011 – Sébaste à bouche jaune le long de la côte canadienne du Pacifique (Edwards et coll. 2012a),
- 2010 – SLM dans le bassin de la Reine-Charlotte (Edwards et coll. 2012b).

La structure du modèle est la même que celle des modèles utilisés précédemment; pour toutes les évaluations susmentionnées, à l'exception de celle sur le SLM de la zone 5ABC de 2010, on a utilisé les systèmes de pondération du document de Francis (2011), décrits ci-dessous.

Le modèle Awatea est une version modifiée du logiciel statistique de prises selon l'âge de Coleraine (Hilborn et coll. 2003). Créé en 2006, ce modèle a été tenu à jour par Allan Hicks, qui travaillait à l'Université de Washington et qui travaille maintenant pour la Commission internationale du flétan du Pacifique. Le code du modèle n'a pas été changé depuis 2012. Le modèle Awatea est une plateforme pour la mise en œuvre de la suite logicielle AD Model Builder software (ADMB) (ADMB Project 2009), qui fournit : a) des estimations maximales de la densité *a posteriori* au moyen d'une composante de minimisation de fonctions et d'une composante de différenciation automatique; (b) une approximation de la distribution *a posteriori* des paramètres étudiés, qui est calculée au moyen de la méthode de Monte-Carlo par chaîne de Markov (MCCM), plus précisément de l'algorithme Hastings-Metropolis (Gelman et coll. 2004).

Pour simplifier l'exécution du modèle Awatea, on a utilisé un code personnalisé, qui a été rédigé en langage R (Haigh et coll. 2018b), à la place de la méthode initiale de mise en œuvre au moyen d'Excel. Des figures et des tableaux illustrant les données de sortie du modèle ont été automatiquement produits en langage R (R Core Team 2019), au moyen d'un code adapté à partir des progiciels R *scape* (Magnusson 2009) et *plotMCMC*, auparavant appelé *scapeMCMC* (Magnusson et Stewart 2020). On a utilisé le logiciel R *Sweave* (Leisch 2002) afin de réunir automatiquement, par l'entremise de \LaTeX , la grande quantité de figures et de tableaux produits dans un seul fichier PDF, et ce, pour chaque exécution du modèle.

Ci-dessous, on présente des renseignements sur le modèle structuré selon l'âge, la procédure bayésienne, la procédure de repondération, les distributions *a priori*, et les méthodes utilisées pour calculer les points de référence et réaliser les projections.

E.2. HYPOTHÈSES LIÉES AU MODÈLE

Voici les hypothèses liées au modèle :

1. La population des sébastes à œil épineux et à taches noires (complexe) évaluée en Colombie-Britannique était composée de deux stocks dans les zones 5DE et 3CD5AB de la Commission des pêches maritimes du Pacifique.
2. Les prises annuelles proviennent de deux pêches : la pêche au chalut (de fond et pélagique) et la pêche « autre » (pêches à la palangre du flétan, au casier de la morue charbonnière, à la traîne du saumon, aux lignes du sébaste et à la traîne de la morue-lingue). On présume que les prises sont connues sans erreur et qu'elles sont effectuées au milieu de chaque année.
3. On a présumé que la relation stock-recrutement était une relation de Beverton-Holt invariable dans le temps, avec une structure d'erreur log-normale.
4. La sélectivité était différente entre les relevés, mais elle était identique entre les sexes; elle est restée invariable dans le temps. On a estimé les paramètres de sélectivité lorsque des données sur l'âge étaient accessibles.
5. On a fixé la mortalité naturelle M à 0,07, 0,08 et 0,09 pour les femelles et les mâles, et on a maintenu ce paramètre invariable dans le temps.
6. On a déterminé la valeur des paramètres de croissance et on a considéré qu'ils étaient invariables dans le temps.
7. On a déterminé la valeur des paramètres de l'âge à la maturité pour les femelles et on a considéré que ces paramètres étaient invariables dans le temps. On n'a pas eu besoin de tenir compte de la maturité des mâles, parce qu'on a considéré qu'il y avait suffisamment de mâles matures. La population de mâles matures n'est pas représentée dans le modèle; la biomasse féconde est exprimée comme la biomasse de femelles matures seulement.
8. Le recrutement à l'âge 1 comprenait 50% de femelles et 50% de mâles.
9. Les âges des poissons ont été déterminés sans erreur à l'aide de la méthode de prédilection, par « cassure et brûlage » des otolithes (MacLellan 1997). Les âges déterminés par les méthodes d'examen en surface (principalement avant 1978) sont biaisés (Beamish 1979) et ne sont généralement pas utilisés. Cette méthode a été jugée appropriée, cependant, pour les très jeunes sébastes (âges 1 à 3) : on a utilisé quatorze spécimens du complexe du sud dont l'âge a été déterminé par un examen en surface.
10. On a considéré que les échantillons des captures selon l'âge issus de la pêche commerciale pendant une année donnée étaient représentatifs de la pêche s'il y avait ≥ 2 échantillons pendant cette année.
11. On a considéré que les indices de l'abondance relative étaient proportionnels à la biomasse vulnérable au milieu de l'année, lorsque la moitié des captures et des mortalités naturelles ont été prises en compte.
12. On a considéré que les échantillons de la composition selon l'âge provenaient du milieu d'une année donnée, lorsque la moitié des captures et des mortalités naturelles ont été prises en compte.

E.3. ÉQUATIONS ET NOTATION DU MODÈLE

La notation du modèle figure dans le tableau E.1, et les équations du modèle, dans les tableaux E.2 et E.3. Les descriptions des distributions *a priori* relatives aux paramètres estimés figurent dans le tableau E.4. La description du modèle est divisée selon les composantes déterministes, les composantes stochastiques et les distributions bayésiennes *a priori*. Des renseignements détaillés sur la notation et les équations sont présentés après les tableaux.

Selon la principale structure, les composantes déterministes du tableau E.2 permettent de calculer de façon itérative le nombre d'individus dans chaque classe d'âge (et de chaque sexe) au fil du temps. Les seuls éléments nécessaires sont les données sur les captures issues de la pêche commerciale, les données sur la maturité et le poids selon l'âge, ainsi que des valeurs fixes connues pour tous les paramètres.

Étant donné que tous les paramètres ne sont pas associés à des valeurs fixes connues, on a dû estimer les valeurs de nombreux paramètres. On doit donc ajouter une composante de stochasticité au recrutement. Ceci est accompli par les composants stochastiques donnés dans le tableau E.3.

L'ajout de distributions *a priori* pour les paramètres estimés permet de réaliser l'ensemble du modèle bayésien; le but est de minimiser la fonction objective $f(\Theta)$, déterminée par (E.3). Cette fonction est calculée à partir des composantes déterministe, stochastique et *a priori* du modèle.

Table E.1. Notation pour le modèle Awatea des captures selon l'âge (suite sur la prochaine page). Noter: $N \setminus S$ dénote 'SOÉTN nord ou SOÉTN sud'.

Symbol	Description et unités
Indices (tous inférieurs)	
a	Classe d'âge, où $a = 1, 2, 3, \dots, A$, et $A \in \{80, 80\}$ est la classe d'âge maximal cumulatif pour SOÉTN nord and SOÉTN sud
t	Année du modèle, où $t = 1, 2, 3, \dots, T$, correspond aux années réelles : 1935, ..., 2021, et $t = 0$ représente les conditions d'équilibre sans activité de pêche
g	Indice pour les données (abondance composition) des séries suivantes : SOÉTN nord: 1 – Série du relevé synoptique au chalut de la COHG 2 – Pêche au chalut ou Indice de CPUE 3 – Indice des autres pêcheries SOÉTN sud: 1 – Série du relevé synoptique au chalut de la BRC 2 – Série du relevé synoptique au chalut du COIV 3 – Série du relevé triennal du NMFS 4 – Pêche au chalut ou Indice de CPUE 5 – Indice des autres pêcheries
s	Sexe : 1 = femelles, 2 = mâles
Plage des indices	
A	Classe d'âge maximal cumulatif, $A \in \{80, 80\}$
T	Nombre d'années du modèle, $T = 87$

Symbol	Description et unités
T_g	Ensembles d'années du modèle pour les indices d'abondance d'une série g , présentées ici Comme étant les années réelles par souci de clareté (soustraire 1934 pour obtenir l'année du modèle t) : SOÉTN nord: $T_1 = \{1997, 2006:2008, 2010, 2012, 2016, 2018\}$ $T_2 = \{1996, \dots, 2019\}$ SOÉTN sud: $T_1 = \{2003:2005, 2007, 2009, 2011, 2013, 2015, 2017, 2019\}$ $T_2 = \{2004, 2006, 2008, 2010, 2012, 2014, 2016, 2018\}$ $T_3 = \{1995, 1998, 2001\}$ $T_4 = \{1996, \dots, 2019\}$
U_g	Ensembles d'années du modèle comportant des données sur les proportions selon l'âge pour une série g : SOÉTN nord: $U_1 = \{1997, 2006:2008, 2010, 2012, 2016\}$ $U_2 = \{1978, 1982, 1991:2006, 2017\}$ $U_3 = \{2004:2005\}$ SOÉTN sud: $U_1 = \{2011, 2013, 2015\}$ $U_2 = \{2012, 2014, 2016\}$ $U_4 = \{1998, 2001, 2003, 2006, 2018\}$ $U_5 = \{1997\}$
Données et paramètres fixes	
p_{atgs}	Proportion pondérée d'individus observés tirée d'une série g pour chaque année $t \in U_g$ qui correspondent à une classe d'âge a et à un sexe s ; donc $\sum_{a=1}^A \sum_{s=1}^2 p_{atgs} = 1$ pour chaque $t \in U_g, g = 1, \dots, N_{\{1,2,3\} \vee S_{\{1,2,4,5\}}}$
n_{tg}	Taille d'échantillon effective pour laquelle le rendement correspond à p_{atgs}
C_t	Biomasse des prises observées (tonnes) pendant une année $t = 1, 2, \dots, T - 1$
w_{as}	Poids moyen (kg) des individus d'une classe d'âge a et de sexe s tiré de paramètres fixes
m_a	Proportion de femelles d'une classe d'âge a qui sont matures, valeur fixe tirée des données
I_{tg}	Estimations de la biomasse (tonnes) issues des relevés $g = 1, \dots, 1, \dots, \{1_{N \vee 3_S}\}$, pour une année $t \in T_g$
κ_{tg}	Écart-type de I_{tg}
σ_R	Paramètre de l'écart-type pour l'erreur de processus liée au recrutement, $\sigma_R = 0, 9$
Paramètres estimés	
Θ	Ensemble de paramètres estimés
R_0	Recrutement vierge d'individus d'âge 1 (nombre de veuves, en milliers)
M_s	Taux de mortalité naturelle pour les individus de sexe $s = 1, 2$ (M fixe pour l'évaluation de la SOÉTN)
h	Paramètre du taux de variation pour le recrutement de Beverton-Holt

Symbol	Description et unités
q_g	Capturabilité pour la série de relevé $g = 1, \dots, 1, \dots, \{1_{N \vee 3_S}\}$
μ_g	Âge à la pleine sélectivité pour les femelles de la série $g = 1, \dots, N_{\{1,2,3\} \vee S_{\{1,2,4,5\}}}$
Δ_g	Variation de la vulnérabilité pour les mâles de la série $g = 1, \dots, N_{\{1,2,3\} \vee S_{\{1,2,4,5\}}}$
v_{gL}	Paramètre de variance de la partie gauche de la courbe de sélectivité pour la série $g = 1, \dots, N_{\{1,2,3\} \vee S_{\{1,2,4,5\}}}$
s_{ags}	Sélectivité pour les individus de la classe d'âge a , de la série $g = 1, \dots, N_{\{1,2,3\} \vee S_{\{1,2,4,5\}}}$, et de sexe s , calculée à partir des paramètres μ_g , Δ_g et v_{gL}
α, β	Formules de rechange pour le recrutement : $\alpha = (1 - h)B_0 / (4hR_0)$ et $\beta = (5h - 1) / 4hR_0$
\hat{x}	Valeur estimée des données observées pour x

États dérivés

N_{ats}	Nombre d'individus d'une classe d'âge a (en milliers) de sexe s au début de l'année t
u_{ats}	Proportion d'individus d'une classe d'âge a et de sexe s qui sont capturés lors de l'année t
u_t	Taux de récolte représentant le nombre total de prises par rapport à la biomasse vulnérable au milieu de l'année t
B_t	Biomasse féconde (en tonnes de femelles matures) au début de l'année $t = 1, 2, 3, \dots, T$
B_0	Biomasse féconde vierge (en tonnes de femelles matures) au début de l'année 0
R_t	Recrutement d'individus d'âge 1 (nombre d'individus, en milliers) pour une année $t = 1, 2, \dots, T - 1$
V_t	Biomasse vulnérable (en tonnes de mâles et de femelles) au milieu de l'année $t = 1, 2, 3, \dots, T$

Écarts et composantes de vraisemblance

ϵ_t	Écarts de recrutement découlant d'une erreur de processus
$\log L_1(\Theta \{\epsilon_t\})$	Composante de vraisemblance logarithmique liée aux valeurs résiduelles du recrutement
$\log L_2(\Theta \{\hat{p}_{atgs}\})$	Composante de vraisemblance logarithmique liée aux proportions selon l'âge estimées
$\log L_3(\Theta \{\hat{I}_{tg}\})$	Composante de vraisemblance logarithmique liée aux indices de biomasse estimés tirés de relevés
$\log L(\Theta)$	Total de la vraisemblance logarithmique

Distribution a priori et fonction objective

$\pi_j(\Theta)$	Distribution <i>a priori</i> pour le paramètre j
$\pi(\Theta)$	Distribution <i>a priori</i> conjointe pour tous les paramètres estimés
$f(\Theta)$	Fonction objective devant être minimisée

Table E.2. Composantes déterministes. En utilisant les données sur les prises, le poids selon l'âge et la maturité, ainsi que des valeurs fixes pour tous les paramètres, on a calculé les conditions initiales au moyen des équations (E.2) à (E.2). On a ensuite calculé la dynamique des états de façon itérative au fil du temps, au moyen des équations principales (E.2) à (E.2), des fonctions de sélectivité (E.2) et (E.2), ainsi que des états dérivés (E.2) à (E.2). On peut ensuite calculer les observations estimées relatives aux indices de biomasse dérivés de relevés et aux proportions selon l'âge, au moyen des équations (E.2) et (E.2). Dans le tableau E.3, les observations estimées de ces paramètres sont comparées aux données.

Composantes déterministes

Dynamique des états ($2 \leq t \leq T$, $s = 1, 2$)

$$N_{1ts} = 0.5R_t \quad (E.1)$$

$$N_{ats} = e^{-M_s}(1 - u_{a-1,t-1,s})N_{a-1,t-1,s}; \quad 2 \leq a \leq A - 1 \quad (E.2)$$

$$N_{A ts} = e^{-M_s}(1 - u_{A-1,t-1,s})N_{A-1,t-1,s} + e^{-M_s}(1 - u_{A,t-1,s})N_{A,t-1,s} \quad (E.3)$$

Conditions initiales ($t = 1$)

$$N_{a1s} = 0.5R_0 e^{-M_s(a-1)}; \quad 1 \leq a \leq A - 1, s = 1, 2 \quad (E.4)$$

$$N_{A1s} = 0.5R_0 \frac{e^{-M_s(A-1)}}{1 - e^{-M_s}}; \quad s = 1, 2 \quad (E.5)$$

$$B_0 = B_1 = \sum_{a=1}^A w_{a1} m_a N_{a11} \quad (E.6)$$

Sélectivités ($g = 1, \dots$)

$$s_{ag1} = \begin{cases} e^{-(a-\mu_g)^2/v_g L}, & a \leq \mu_g \\ 1, & a > \mu_g \end{cases} \quad (E.7)$$

$$s_{ag2} = \begin{cases} e^{-(a-\mu_g-\Delta_g)^2/v_g L}, & a \leq \mu_g + \Delta_g \\ 1, & a > \mu_g + \Delta_g \end{cases} \quad (E.8)$$

États dérivés ($1 \leq t \leq T - 1$)

$$B_t = \sum_{a=1}^A w_{a1} m_a N_{at1} \quad (E.9)$$

$$R_t = \frac{4hR_0 B_{t-1}}{(1-h)B_0 + (5h-1)B_{t-1}} \left(\equiv \frac{B_{t-1}}{\alpha + \beta B_{t-1}} \right) \quad (E.10)$$

$$V_t = \sum_{s=1}^2 \sum_{a=1}^A e^{-M_s/2} w_{as} s_{a,g=\{2_N \vee 4_S\}, \dots, \{3_N \vee 5_S\}, s} N_{ats} \quad (E.11)$$

$$u_t = \frac{C_t}{V_t} \quad (E.12)$$

$$u_{ats} = s_{a,g=\{2_N \vee 4_S\}, \dots, \{3_N \vee 5_S\}, s} u_t; \quad 1 \leq a \leq A, s = 1, 2 \quad (E.13)$$

Observations estimées

$$\hat{I}_{tg} = q_g \sum_{s=1}^2 \sum_{a=1}^A e^{-M_s/2} (1 - u_{ats}/2) w_{as} s_{ags} N_{ats}; \quad t \in \mathbf{T}_g, g = \mathbf{N}\{1,2\} \vee \mathbf{S}\{1,2,3,4\} \quad (E.14)$$

$$\hat{p}_{atgs} = \frac{e^{-M_s/2} (1 - u_{ats}/2) s_{ags} N_{ats}}{\sum_{s=1}^2 \sum_{a=1}^A e^{-M_s/2} (1 - u_{ats}/2) s_{ags} N_{ats}}; \quad 1 \leq a \leq A, t \in \mathbf{U}_g, g = \mathbf{N}\{1,2,3\} \vee \mathbf{S}\{1,2,4,5\}, s = 1, 2 \quad (E.15)$$

Table E.3. Composantes stochastiques. Calcul de la fonction de vraisemblance $L(\Theta)$ pour les composantes stochastiques du modèle figurant dans le tableau E.2 et fonction objective $f(\Theta)$ obtenue qui doit être minimisée.

Composantes stochastiques

Paramètres estimés

$$\Theta = \{R_0; M_{1,2}; h; q_{N\{1,2\} \vee S\{1,2,3,4\}}; \mu_{N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}}; \Delta_{N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}}; \nu_{N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}}L\} \quad (\text{E.16})$$

Écarts de recrutement

$$\epsilon_t = \log R_t - \log B_{t-1} + \log(\alpha + \beta B_{t-1}) + \sigma_R^2/2; \quad 1 \leq t \leq T - 1 \quad (\text{E.17})$$

Fonctions de vraisemblance logarithmique

$$\log L_1(\Theta | \{\epsilon_t\}) = -\frac{T}{2} \log 2\pi - T \log \sigma_R - \frac{1}{2\sigma_R^2} \sum_{t=1}^{T-1} \epsilon_t^2 \quad (\text{E.18})$$

$$\begin{aligned} \log L_2(\Theta | \{\hat{p}_{atgs}\}) = & -\frac{1}{2} \sum_{g=N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}} \sum_{a=1}^A \sum_{t \in \mathbf{U}_g} \sum_{s=1}^2 \log \left[p_{atgs}(1 - p_{atgs}) + \frac{1}{10A} \right] \\ & + \sum_{g=N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}} \sum_{a=1}^A \sum_{t \in \mathbf{U}_g} \sum_{s=1}^2 \log \left[\exp \left\{ \frac{-(p_{atgs} - \hat{p}_{atgs})^2 n_{tg}}{2(p_{atgs}(1 - p_{atgs}) + \frac{1}{10A})} \right\} + \frac{1}{100} \right] \end{aligned} \quad (\text{E.19})$$

$$\log L_3(\Theta | \{\hat{I}_{tg}\}) = \sum_{g=N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}} \sum_{t \in \mathbf{T}_g} \left[-\frac{1}{2} \log 2\pi - \log \kappa_{tg} - \frac{(\log I_{tg} - \log \hat{I}_{tg})^2}{2\kappa_{tg}^2} \right] \quad (\text{E.20})$$

$$\log L(\Theta) = \sum_{i=1}^3 \log L_i(\Theta | \cdot) \quad (\text{E.21})$$

Distribution a priori conjointe et fonction objective

$$\log(\pi(\Theta)) = \sum_j \log(\pi_j(\Theta)) \quad (\text{E.22})$$

$$f(\Theta) = -\log L(\Theta) - \log(\pi(\Theta)) \quad (\text{E.23})$$

Table E.4. Renseignements détaillés concernant l'estimation de paramètres, y compris les distributions a priori ainsi que les moyennes et les écarts-types connexes, les limites des paramètres et les valeurs initiales servant à commencer la procédure de minimisation pour les calculs du mode de distribution a posteriori (MDP). Pour les distributions a priori uniformes, les limites paramètrent complètement la valeur a priori. Les fonctions de probabilité a priori de la densité non uniformes obtenues sont les fonctions $\pi_j(\Theta)$ qui contribuent à la distribution a priori conjointe dans (E.3).

Paramètre	Phase	Distribution a priori	Moyenne, ET	Limites	Valeur initiale
SOÉTN nord					
R_0	1	Uniforme	—	[1, 10e7]	10e4
M_1, M_2	-	Fixe	—	—	{0,035, 0,045, 0,055}
h	-	Fixe	—	—	0,7
$\log \epsilon_t$	2	Normale	0, 0,9	[-15, 15]	0
$\log q_1$	1	Normale	0, 0,6	[-12, 5]	-5
$\log q_2$	2	Normale	0, 0,1	[-15, 15]	-1,60944
μ_1	3	Normale	36, 7,2	[5, 70]	36
μ_2	3	Uniforme	35, 3,5	[5, 60]	26
μ_3	3	Normale	36, 7,2	[5, 70]	36
$\log v_{1,2,3}$	4	Uniforme	2,5, 2,5	[-15, 15]	2,5
$\Delta_{1,2,3}$	4	Uniforme	0, 1	[-8, 10]	0
SOÉTN sud					
R_0	1	Uniforme	—	[1, 10e7]	10e4
M_1, M_2	-	Fixe	—	—	{0,035, 0,045, 0,055}
h	-	Fixe	—	—	0,7
$\log \epsilon_t$	2	Normale	0, 0,9	[-15, 15]	0
$\log q_{1,2,3}$	1	Uniforme	0, 0,6	[-5, 5]	-1,6
$\log q_4$	1	Uniforme	0, 0,1	[-15, 15]	-1,60944
$\mu_{1,2}$	3	Uniforme	36, 7,2	[5, 70]	36
μ_3	-	Fixe	—	—	36
μ_4	3	Uniforme	33,6, 2,36	[5, 60]	33,6
μ_5	3	Uniforme	56,5, 5,65	[5, 70]	56,5
$\log v_{1,2,4}$	4	Uniforme	2,5, 2,5	[-15, 15]	2,5
$\log v_3$	-	Fixe	—	—	2,5
$\log v_5$	4	Normale	6, 0,6	[-15, 15]	6
$\Delta_{1,2,4}$	4	Uniforme	0, 1	[-8, 10]	0
Δ_3	-	Fixe	—	—	0
Δ_5	4	Normale	0,6, 0,6	[-8, 10]	0,6

E.4. DESCRIPTION DES COMPOSANTES DÉTERMINISTES

La notation (tableau E.1) et l'établissement des composantes déterministes (tableau E.2) sont décrits ci-dessous.

E.4.1. Classes d'âge

L'indice (inférieur) a représente les classes d'âge, qui vont de 1 à l'âge maximal d'une classe d'âge A regroupant les âge 80 ans. Par exemple, la classe d'âge $a = 5$ représente les individus d'âges 4 et 5 (il s'agit d'une convention habituelle, mais pas universelle; Caswell 2001). Un

individu de la classe d'âge 1 est donc né l'année précédente. La variable N_{ats} représente le nombre d'individus d'une classe d'âge a de sexe s au *début* de l'année t ; le modèle est donc exécuté jusqu'à l'année T , qui correspond à 2021.

E.4.2. Années

L'indice t représente une année du modèle, allant de 1 à $T = 87$, et $t = 0$ représente les conditions d'équilibre sans activité de pêche. L'année réelle correspondant à $t = 1$ est 1935, donc l'année du modèle $T = 87$ correspond à 2021. L'interprétation d'une année dépend de l'état dérivé du modèle ou des données saisies dans celui-ci.

- Début de l'année : N_{ats}, B_t, R_t
- Milieu de l'année : $C_t, V_t, u_t, I_{tg}, p_{atgs}$

E.4.3. Données de relevés

On a utilisé les données de $1, \dots, \{1_N \vee 3_S\}$ séries, tel que décrit de façon détaillée dans l'Annexe B. Pour les deux stocks, les indices g désignent les relevés: Nord $g=1$: la série du relevé synoptique de la côte ouest de l'archipel Haida Gwaii (COHG); Sud $g=1$: la série du relevé synoptique du bassin de la Reine-Charlotte (BRC), Sud $g=2$ la série du relevé synoptique de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), Sud $g=3$ la série du relevé triennal du NMFS. Le tableau E.1 présente les années pendant lesquelles des données étaient accessibles pour chaque relevé; T_g correspond aux années relatives aux estimations de la biomasse issues des relevés I_{tg} (et aux écarts-types connexes κ_{tg}), et U_g correspond aux années relatives aux données sur la proportion selon l'âge p_{atgs} (avec des tailles d'échantillon effectives n_{tg}). Il est important de noter que la taille d'échantillon réfère au nombre d'échantillons et que chaque échantillon comprend divers spécimens, habituellement de ~ 30 à 350 individus.

E.4.4. Données relatives à la pêche commerciale

Comme décrit dans l'Annexe A, on a reconstitué les prises commerciales jusqu'en 1918 pour cinq pêches. Dans la présente évaluation, on fait appel à deux pêches – la pêche « chalut » et la pêche « autres » (qui comprend les pêches autres qu'au chalut : la pêche à la palangre du flétan, la pêche au casier/à la palangre de la morue charbonnière, la pêche à la traîne de l'aiguillat commun/de la morue-lingue/du saumon et la pêche aux lignes du sébaste à l'extérieur de la zone de la Commission des pêches maritimes du Pacifique. Compte tenu des prises négligeables pendant les premières années, le modèle commence en 1935 et les prises effectuées avant cette année ont été ignorées. La série chronologique relative aux prises est représentée par C_t . L'ensemble $U_{N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}}$ (tableau E.1) présente les années pour lesquelles des données sur l'âge des prises issues de la pêche commerciale sont accessibles. Les valeurs des proportions selon l'âge sont données par p_{atgs} et la taille de l'échantillon effective, par n_{tg} , où $g = \{2_N \vee 4_S\}, \dots, \{3_N \vee 5_S\}$ (pour correspondre aux données relatives à la pêche commerciale). Ces proportions correspondent aux proportions pondérées qui ont été calculées au moyen du système de pondération stratifié décrit dans l'Annexe D, qui permet d'ajuster les données pour tenir compte des efforts d'échantillonnage inégaux entre les strates spatio-temporelles.

E.4.5. Sexe

On a utilisé un modèle à deux sexes dans lequel l'indice $s = 1$ a été associé aux femelles et l'indice $s = 2$, aux mâles (il est important de noter que ces indices correspondent au contraire des codes utilisés dans la base de données GFBioSQL). Les données sur l'âge, tout comme les données d'entrée du poids selon l'âge, ont été réparties selon le sexe des individus. En outre, on a estimé les valeurs de la sélectivité et de la mortalité naturelle selon le sexe.

E.4.6. Poids selon l'âge

On a présumé que les données sur le poids selon l'âge w_{as} étaient fixes au fil du temps. Elles sont fondées sur des paramètres de modèle allométriques (relation longueur-poids) et de croissance (relation âge-longueur) selon le sexe, qui étaient dérivés des données biologiques (voir l'Annexe D pour des renseignements détaillés). L'équation pour calculer w_{as} intègre une correction de biais dans la conversion de la longueur au poids en utilisant les CV des longueurs selon l'âge (c_{as}) :

$$w_{as} = \alpha_s \bar{l}_{as}^{\beta_s} e^{0,5\beta_s(\sigma_{\bar{l}_{as}})^2(\beta_s-1)} \quad (\text{E.24})$$

où α_s et β_s sont les paramètres d'ordonnée à l'origine et de pente pour chaque sexe s de l'équation allométrique (D.1), et la longueur moyenne selon l'âge (\bar{l}_{as}) et l'écart type de \bar{l}_{as} , sont respectivement:

$$\bar{l}_{as} = L_{\infty,s} [1 - e^{-\kappa_s(a-t_{0,s})}] \quad ; \text{ and} \quad (\text{E.25})$$

$$\sigma_{\bar{l}_{as}} = c_{a=1,s} + [(c_{a=A,s} - c_{a=1,s})/(A - 1)] (a - 1) . \quad (\text{E.26})$$

E.4.7. Maturité des femelles

La proportion de femelles d'une classe d'âge a qui sont matures est représentée par m_a ; on a présumé que ce paramètre était fixe au fil du temps. Voir l'Annexe D pour des renseignements détaillés.

E.4.8. Dynamique des états

Le cœur du modèle est un ensemble d'équations dynamiques, soit (E.2) à (E.2), concernant le nombre estimé N_{ats} d'individus d'une classe d'âge a de sexe s au début de l'année t . L'équation (E.2) stipule que la moitié des nouvelles recrues sont des mâles et que l'autre moitié sont des femelles. L'équation (E.2) permet de calculer le nombre d'individus de chaque classe d'âge (et de chaque sexe) qui survivent jusqu'à l'année suivante; dans celle-ci, u_{ats} représente la proportion des individus capturés dans le cadre de la pêche commerciale et e^{-M_s} représente la mortalité naturelle. L'équation (E.2) correspond à la classe d'âge maximal A ; les survivants de cette classe demeurent dans celle-ci au cours de l'année suivante.

On a estimé la mortalité naturelle M_s de façon séparée pour les mâles et les femelles. Ce paramètre est entré dans l'équation sous la forme e^{-M_s} , comme la proportion des individus non pêchés qui survivent pendant l'année.

E.4.9. Conditions initiales

On a présumé qu'avant la reconstitution, il y avait une situation d'équilibre sans activité de pêche parce qu'il n'existe aucune preuve que d'importantes quantités de veuves ont été prélevées avant 1935. On a obtenu les conditions initiales (E.2) et (E.2) en ajoutant les valeurs $R_t = R_0$ (recrutement vierge), $N_{ats} = N_{a1s}$ (condition d'équilibre) et $u_{ats} = 0$ (aucune activité de pêche) dans les équations (E.2) à (E.2). On a ensuite obtenu la biomasse féconde vierge B_0 au moyen de l'équation (E.2).

E.4.10. Sélectivités

On a modélisé des sélectivités distinctes pour la pêche commerciale ainsi que pour chaque série de relevés (à l'exception de la série du relevé triennal de la COIV). Pour le complexe du nord, sur lequel on disposait du meilleur ensemble de données sur les fréquences selon l'âge, on a estimé les valeurs a priori de la sélectivité de la pêche « chalut » à l'aide de valeurs a priori non informatives. Pour la pêche « autres », on a utilisé une valeur informative pour l'âge à la sélectivité maximale (supposée arbitrairement à un niveau qui semblait raisonnable), et on a estimé les deux autres paramètres de sélectivité (variable du côté gauche et paramètre du décalage des mâles) avec des valeurs a priori non informatives. Pour le complexe du sud, sur lequel on disposait de très peu de données sur les fréquences selon l'âge, en particulier pour la pêche « autres », on a utilisé pour les deux pêches commerciales des valeurs a priori informatives fondées sur les valeurs a posteriori du complexe du nord respectives pour chaque paramètre.

Pour le complexe du nord, les données étaient suffisantes pour permettre d'estimer la sélectivité du relevé au large de la côte ouest de Haida Gwaii à l'aide d'une valeur a priori informative pour l'âge à la sélectivité maximale (la même valeur a priori que celle utilisée pour la pêche « autres »), et on a estimé les deux autres paramètres de sélectivité à l'aide de valeurs a priori non informatives. Les valeurs a posteriori de la méthode de MCCM pour les paramètres de sélectivité du complexe du nord ont donné des diagnostics acceptables. Pour le complexe du sud, le modèle a estimé des paramètres crédibles du mode de la distribution a posteriori pour les relevés dans le bassin de la Reine-Charlotte et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver à l'aide de valeurs a priori non informatives, mais les diagnostics de la méthode de MCCM n'étaient pas acceptables, et il a donc fallu fixer ces paramètres aux estimations du mode de la distribution a posteriori pendant les simulations de la méthode de MCCM. Il n'y avait pas de données biologiques disponibles provenant du relevé triennal du NMFS, et il a fallu déterminer les paramètres de sélectivité en fonction de valeurs crédibles à peu près fondées sur l'évaluation des stocks de sébaste à longue mâchoire.

On a utilisé une fonction demi-gaussienne, comme celle figurant dans les équations (E.2) et (E.2), afin d'attribuer les sélectivités s_{ags} . (Il est à noter que l'indice \cdot_s représente toujours l'indice relatif au sexe, tandis que s_{\dots} représente toujours la sélectivité.) Cette fonction permet d'augmenter la sélectivité jusqu'à l'âge de la pleine sélection (μ_g pour les femelles). Étant donné qu'il n'y a aucune preuve indiquant que la fonction a la forme d'un dôme, on a présumé que les individus plus âgés que μ_g demeurent pleinement sélectionnés. Pour les femelles, le taux d'ascension de la partie gauche de la courbe est contrôlé par le paramètre v_{gL} . Pour les mâles, on a utilisé la même fonction, mais l'âge auquel les individus sont pleinement sélectionnés est décalé de Δ_g , voir (E.2).

E.4.11. États dérivés

On calcule la biomasse féconde (biomasse de femelles matures, en tonnes), soit B_t , au début de l'année t au moyen de l'équation (E.2), en multipliant le nombre de femelles N_{at1} par la proportion de ces femelles qui sont matures (m_a) et en convertissant le résultat en valeur de biomasse grâce à une multiplication par la valeur du poids selon l'âge (w_{a1}).

L'équation (E.2) permet de calculer, pour une année t , la proportion u_{ats} d'individus d'une classe d'âge a et de sexe s qui sont pêchés. Pour faire ces calculs, on a besoin des sélectivités de la pêche commerciale $s_{a\{2_N \vee 4_S\}, \dots, \{3_N \vee 5_S\} s}$ et du ratio u_t qui, selon l'équation (E.2), représente le ratio de prises totales (on présume qu'elles sont toutes pêchées en même temps, au milieu de l'année) par rapport à la biomasse vulnérable au milieu d'une année, soit V_t , qu'on obtient à l'aide de l'équation (E.2). Par conséquent, l'équation (E.2) permet de calculer la proportion de la biomasse vulnérable qui est pêchée et l'équation (E.2) permet de séparer cette biomasse selon le sexe et l'âge des individus.

E.4.12. Fonction stock-recrutement

On a utilisé une fonction du recrutement de Beverton-Holt paramétrée selon le taux de variation, soit h , ce qui représente la proportion du recrutement non exploité à long terme obtenu lorsque l'abondance du stock est réduite à 20% du niveau vierge (Mace et Doonan 1988; Michielsens et McAllister 2004). On a utilisé cette fonction pour qu'une valeur *a priori* de h puisse être tirée du document de Forrest et coll. (2010). On a obtenu la formule représentée par (E.2) en substituant $\alpha = (1 - h)B_0/(4hR_0)$ et $\beta = (5h - 1)/4hR_0$ dans l'équation de Beverton-Holt $R_t = B_{t-1}/(\alpha + \beta B_{t-1})$, où α et β proviennent des formules qui figurent dans le manuel du logiciel de Coleraine (Hilborn et coll. 2003; voir aussi Michielsens et McAllister 2004), R_0 représente le recrutement vierge, R_t représente le recrutement lors de l'année t , B_t représente la biomasse féconde au début de l'année t et B_0 représente la biomasse féconde vierge.

E.4.13. Estimations des données observées

Les estimations du modèle pour les indices de la biomasse tirés de relevés, soit I_{tg} , sont représentés par \hat{I}_{tg} ; elles sont calculées au moyen de l'équation (E.2). Les estimations de N_{ats} sont multipliées par la mortalité naturelle, soit $e^{-M_s/2}$ (qui représente la moitié de la mortalité naturelle annuelle), la valeur de $1 - u_{ats}/2$ (qui représente la moitié des prises issues de la pêche commerciale), les valeurs du poids selon l'âge w_{as} (afin de convertir le résultat en biomasse) et la sélectivité s_{ags} . On multiplie ensuite la somme obtenue (pour les individus des deux sexes de tous les âges) par le paramètre de capturabilité (q_g) afin d'obtenir l'estimation de la biomasse générée par le modèle, soit \hat{I}_{tg} . Il n'est pas nécessaire d'utiliser un coefficient de 0,001 dans l'équation (E.2) pour convertir des kg en tonnes, parce que la valeur de N_{ats} est donnée en milliers d'individus (aussi valable pour les équations (E.2) et (E.2)).

Les proportions selon l'âge estimées (\hat{p}_{atgs}) sont calculées au moyen de l'équation (E.2). Pour une année et un type d'engin donnés, le produit de $e^{-M_s/2}(1 - u_{ats}/2)s_{ags}N_{ats}$ correspond au nombre relatif d'individus prévu qui sont pêchés pour chaque combinaison d'âge et de sexe. En divisant les résultats obtenus par $\sum_{s=1}^2 \sum_{a=1}^A e^{-M_s/2}(1 - u_{ats}/2)s_{ags}N_{ats}$, on les convertit en proportions estimées pour chaque combinaison d'âge et de sexe de façon à ce que $\sum_{s=1}^2 \sum_{a=1}^A \hat{p}_{atgs} = 1$.

E.5. DESCRIPTION DES COMPOSANTES STOCHASTIQUES

E.5.1. Paramètres

L'ensemble Θ fournit les paramètres estimés. La procédure d'estimation figure dans la section sur les calculs bayésiens, présentée ci-dessous.

E.5.2. Écarts de recrutement

On présume que le recrutement est associé à une erreur de processus log-normale, de façon à ce que la version stochastique de la fonction stock-recrutement déterministe (E.2) soit déterminée par l'équation suivante :

$$R_t = \frac{B_{t-1}}{\alpha + \beta B_{t-1}} e^{\epsilon_t - \sigma_R^2/2} \quad (\text{E.27})$$

Dans celle-ci, $\epsilon_t \sim \text{Normale}(0, \sigma_R^2)$, et la correction du biais exprimée par $-\sigma_R^2/2$ dans l'équation (E.27) fait en sorte que la moyenne des écarts de recrutement est égale à zéro. On obtient donc l'équation de l'écart de recrutement (E.3) et la fonction de vraisemblance logarithmique (E.3).

Dans la présente évaluation, on a fixé la valeur de σ_R à 0,9, d'après des essais dans lesquels $\sigma_R \in \{0,6, 0,9, 1, 2\}$. Dans les évaluations antérieures, on a utilisé $\sigma_R = 0,6$, d'après une évaluation du sébaste argenté (Starr et coll. 2016) dans laquelle les auteurs ont indiqué que cette valeur était habituelle pour une espèce de sébaste marin (Mertz et Myers 1996). Dans un modèle Awatea pour la fausse limande, on a utilisé $\sigma_R = 0,6$ (Holt et coll. 2016); il était indiqué que cette valeur était fréquemment utilisée par défaut dans des évaluations de poissons osseux (Beddington et Cooke 1983). Dans les évaluations d'autres sébastes, les auteurs ont utilisé $\sigma_R = 0,9$, d'après un modèle empirique ajusté de façon conforme aux données sur la composition par âge du SLM des zones 5ABC (Edwards et coll. 2012b). Dans le cadre d'une étude réalisée par Thorson et coll. (2014), on a examiné 154 populations de poissons et on a estimé que $\sigma_R = 0,74$ (ET = 0,35) pour sept ordres taxonomiques; la valeur marginale pour les Scorpéniformes était $\sigma_R=0,78$ (ET = 0,32), mais celle-ci est seulement fondée sur sept stocks.

E.5.3. Fonctions de vraisemblance logarithmique

La fonction de vraisemblance logarithmique (E.19) découle de la comparaison entre les proportions selon l'âge estimées et les données. Il s'agit de la modification de Coleraine (Hilborn et coll. 2003) de l'équation de vraisemblance robuste de Fournier et coll. (1990, 1998). La formule de Coleraine remplace les proportions prévues, soit \hat{p}_{atgs} , tirées de la formule de Fournier et coll. (1990, 1998) par les proportions observées, soit p_{atgs} , sauf dans l'expression $(p_{atgs} - \hat{p}_{atgs})^2$ term (Bull et coll. 2005).

L'expression $1/(10A)$ dans l'équation (E.19) permet de réduire le poids des proportions qui sont égales à zéro ou qui s'en rapproche. L'expression $1/100$ permet de réduire le poids des valeurs résiduelles importantes $(p_{atgs} - \hat{p}_{atgs})$. L'effet net (Stanley et coll. 2009) est que les valeurs résiduelles supérieures à trois écarts-types provenant de la proportion ajustée sont considérées comme $3(p_{atgs}(1 - p_{atgs}))^{1/2}$.

On a présumé l'erreur log-normale pour les indices de relevé, d'après les résultats de l'équation de vraisemblance logarithmique (E.3). La vraisemblance logarithmique totale, soit $\log L(\Theta)$, correspond donc à la somme des composantes de vraisemblance – voir l'équation (E.3).

E.6. CALCULS BAYÉSIENS

L'estimation de paramètres permet de comparer les observations estimées (fondées sur le modèle) des indices de la biomasse tirés de relevés et les proportions par âge aux données, et de réduire au minimum les écarts de recrutement. Pour ce faire, on doit minimiser la fonction objective $f(\Theta)$; l'équation connexe (E.3) montre la valeur négative de la somme de la fonction de vraisemblance logarithmique totale et du logarithme de la distribution *a priori* conjointe, obtenue au moyen de l'équation (E.3).

Voici la procédure relative aux calculs bayésiens.

1. Minimiser la fonction objective $f(\Theta)$ afin d'obtenir les estimations du MDP pour chaque paramètre :
 - cette étape est réalisée en phases;
 - une procédure de repondération est réalisée.
2. Générer les échantillons à partir des distributions *a posteriori* conjointes des paramètres au moyen de la méthode MCCM, en commençant les chaînes à partir des estimations du MDP.

E.6.1. Phases

On a obtenu les estimations du MDP en minimisant la fonction objective $f(\Theta)$ à partir des composantes stochastiques (version non bayésienne) du modèle. On a ensuite utilisé les estimations obtenues afin d'entamer les chaînes pour la méthode MCCM concernant l'ensemble du modèle bayésien.

Il est déconseillé d'estimer simultanément tous les paramètres estimables dans le cas des modèles non linéaires complexes; le logiciel ADMB permet donc de maintenir certains paramètres estimables fixes durant la partie initiale du processus d'optimisation ADMB Project (2009). Certains paramètres sont estimés lors de la phase 1, puis d'autres sont estimés lors de la phase 2, et ainsi de suite, selon l'ordre ci-dessous.

Phase 1 : Recrutement vierge R_0 et capturabilités des relevés $q_{1,\dots,1,\dots,\{1_N \vee 3_S\}}$

Phase 2 : Écarts de recrutement ϵ_t (maintenus à zéro dans la phase 1)

Phase 3 : Âge à la pleine sélectivité pour les femelles $\mu_{1,\dots,N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}}$

Phase 4 : Mortalité naturelle $M_{1,2}$ et paramètre de sélectivité Δ_g, v_{gL} pour

$g = 1, \dots, N\{1,2,3\} \vee S\{1,2,4,5\}$

Phase 5 : Taux de variation h

E.6.2. Repondération

Étant donné que les tailles d'échantillon des différents types de données ne sont pas comparables, on a besoin d'une procédure qui permet d'ajuster les poids relatifs entre les sources de données (abondance par rapport à composition). Dans l'évaluation du SLM du BRC (Edwards et coll. 2012b), on a utilisé une procédure de repondération itérative fondée sur l'ajustement de l'écart-type de valeurs résiduelles normales (Pearson) des données établies jusqu'à ce que les écarts-types soient d'environ 1 (soit l'écart-type prévu d'une distribution normale pour laquelle $\mu=0$). Cette procédure n'a pas bien fonctionné pour l'évaluation du sébaste à bouche jaune (Edwards et coll. 2012a), parce qu'elle a produit des cohortes erronées; dans l'évaluation du sébaste à bouche jaune, on a donc utilisé la procédure de repondération proposée par Francis (2011). Dans plusieurs évaluations du stock de divers sébastes réalisées

au moyen d'un modèle Awatea depuis 2011, y compris la présente évaluation, on a adopté l'approche de repondération de Francis (2011). Selon celle-ci, on ajoute une erreur de processus propre à la série en question aux CV de l'indice d'abondance lors de la première repondération, et on repondère, de façon itérative, la taille d'échantillon de la fréquence d'âge (données sur la composition) selon l'âge moyen lors de la première repondération et des repondérations suivantes (voir ci-dessous). Pour l'ensemble de données sur la sébastes à œil épineux et à taches noires, une repondération unique utilisant les âges moyens a été effectuée pour la plupart des exécutions du modèle SOÉTN nord, et deux repondérations ont été utilisées pour la plupart des exécutions du modèle SOÉTN sud.

Pour les données d'abondance comme les indices de relevé, Francis (2011) recommande d'effectuer une repondération des CV observés, c_0 , en ajoutant d'abord l'erreur de processus c_p $\sim 0,2$ afin de fournir un CV repondéré selon l'équation suivante :

$$c_1 = \sqrt{c_0^2 + c_p^2}. \quad (\text{E.28})$$

Pour chaque exécution du modèle, on a ajusté les CV de l'indice d'abondance lors de la première repondération en utilisant seulement l'erreur de processus $c_p = 0,25$ et $0,2759$ pour SOÉTN nord ($g=1,2$), et $0,25$, $0,25$, $0,25$, et $0,2529$ pour SOÉTN sud ($g=1,\dots,4$). La dernière valeur de c_p pour chaque stock représentait le CV des valeurs résiduelles relatives aux indices des CPUE après l'application d'une fonction de lissage à la série de CPUE, ce qui a permis d'obtenir une approximation de l'ajustement futur aux indices (voir la section E.6.2.1.).

Francis (2011) maintains that correlation effects are usually strong in age composition data. Each age composition data set has a sample size n_{tg} ($g = N_{\{1,2,3\}} \vee S_{\{1,2,4,5\}}$, $t \in \mathbf{U}_g$), which is typically in the range 3-20. Equation (T3.4) of Francis (2011) is used to iteratively reweight the sample size as

$$n_{tg}^{(r)} = W_g^{(r)} n_{tg}^{(r-1)} \quad (\text{E.29})$$

where $r = 1, 2, 3$ represents the reweighting iteration, $n_{tg}^{(r)}$ is the effective sample size for reweighting r , $W_g^{(r)}$ is the weight applied to obtain reweighting r , and $n_{tg}^{(0)} = n_{tg}$. Therefore, a single-value weight $W_g^{(r)}$ is calculated for each series $g = N_{\{1,2,3\}} \vee S_{\{1,2,4,5\}}$ for reweighting r .

Francis (2011) soutient que les effets de corrélation sont habituellement importants dans les données sur la composition selon l'âge. Chaque ensemble de données sur la composition selon l'âge a une taille d'échantillon n_{tg} ($g = 1, \dots, \{2_{N \vee 4S}\}, \dots, \{3_{N \vee 5S}\}$, $t \in \mathbf{U}_g$), qui se situe habituellement dans la plage de 3 à 20; chaque échantillon comprend de ~ 30 à 350 spécimens d'âge différent. L'équation (T3.4) de Francis (2011) est utilisée pour repondérer la taille d'échantillon de façon itérative, selon l'équation suivante :

$$n_{tg}^{(r)} = W_g^{(r)} n_{tg}^{(r-1)} \quad (\text{E.30})$$

Dans celle-ci, $r = 1, 2, 3$ représente l'itération de repondération, $n_{tg}^{(r)}$ correspond à la taille d'échantillon effective pour la repondération r , $W_g^{(r)}$ représente le poids utilisé pour obtenir la repondération r , et $n_{tg}^{(0)} = n_{tg}$. Ainsi, on a calculé un seul poids, soit $W_g^{(r)}$, pour chaque série $g = 1, \dots, \{2_{N \vee 4S}\}, \dots, \{3_{N \vee 5S}\}$ afin d'effectuer la repondération r .

Plutôt que d'utiliser les écarts relatifs à chaque valeur de la proportion selon l'âge (p. ex., Edwards et coll. 2012b), on a recours au poids $W_g^{(r)}$ de Francis (2011) attribué à chaque

ensemble de données, qui tient compte des écarts relatifs à l'âge moyen pour chaque année. Pour calculer le poids, on utilise l'équation (TA1.8) de Francis (2011) :

$$W_g^{(r)} = \left\{ \text{Var}_t \left[\frac{\bar{O}_{tg} - \bar{E}_{tg}}{\sqrt{\theta_{tg}/n_{tg}^{(r-1)}}} \right] \right\}^{-1} \quad (\text{E.31})$$

Dans cette équation, l'âge moyen observé, l'âge moyen prévu et la variance de la distribution des âges prévue sont calculés au moyen des équations suivantes, respectivement :

$$\bar{O}_{tg} = \sum_{a=1}^A \sum_{s=1}^2 a p_{atgs} \quad (\text{E.32})$$

$$\bar{E}_{tg} = \sum_{a=1}^A \sum_{s=1}^2 a \hat{p}_{atgs} \quad (\text{E.33})$$

$$\theta_{tg} = \sum_{a=1}^A \sum_{s=1}^2 a^2 \hat{p}_{atgs} - \bar{E}_{tg}^2 \quad (\text{E.34})$$

Var_t est la fonction de variance habituelle d'un échantillon fini qui est appliquée à l'indice t .

La repondération des CV de l'abondance (une seule fois) et des fréquences d'âge pour les repondérations r influencent l'ajustement du modèle selon la série d'indices d'abondance $\hat{I}_{tg}^{(r)}$ après chaque repondération. Les indices issus du modèle pour une repondération r servent à calculer les valeurs résiduelles normalisées pour chaque indice de relevé, selon l'équation suivante :

$$\delta_{tg}^{(r)} = \frac{\log I_{tg}^{(r-1)} - \log \hat{I}_{tg}^{(r)} + 0.5 \log(1 + c_{tg}^2)^2}{\sqrt{\log(1 + c_{tg}^2)}}, \quad (\text{E.35})$$

Dans celle-ci, $I_{tg}^{(r-1)}$ correspond aux indices de relevé observés lors de la repondération antérieure r ; l'écart-type des valeurs résiduelles normalisées pour chaque relevé g est calculé au moyen de l'équation suivante :

$$\sigma_{\delta_g}^{(r)} = \sqrt{\frac{\sum_t (\delta_{tg}^{(r)} - \bar{\delta}_{tg}^{(r)})^2}{\eta_g - 1}} \quad (\text{E.36})$$

où η_g correspond au nombre d'indices (années t) de la série d'indices g .

En général, pour l'analyse de la méthode de MCCM, on choisit comme ensemble de données repondéré celui où la somme de l'écart absolu par rapport à l'unité des écarts-types des résidus normalisés pour la série de l'indice de l'abondance est le plus bas (E.37); toutefois, on a choisi la première ou la deuxième repondération pour toutes les exécutions de modèle dans la présente évaluation, y compris les analyses de sensibilité, en fonction des ajustements du modèle à l'âge moyen et à la composition selon l'âge du relevé.

$$r' = \min_{r \in \{1,2\}} \sum_{g \in \mathcal{N}\{1,2\} \cup \mathcal{S}\{1,2,3,4\}} |1 - \sigma_{\delta_g}^{(r)}|. \quad (\text{E.37})$$

E.6.2.1. Erreur de processus relative aux CPUE de la pêche commerciale

On a élaboré une procédure pour estimer l'erreur de processus c_p qui s'ajoute aux CPUE de la pêche commerciale au moyen d'une analyse de lissage par splines. Francis (2011) (qui cite Clark et Hare 2006) recommande qu'on utilise une fonction de lissage pour déterminer l'erreur de processus appropriée qui doit être ajoutée aux données de CPUE; l'objectif est de trouver un équilibre permettant d'ajuster les indices de façon rigoureuse sans enlever la majorité du signal relatif aux données. On a utilisé une séquence arbitraire de 50 éléments comprenant des degrés de liberté (ν_i), dans laquelle $i = 2, \dots, N$ et N correspond au nombre de valeurs de CPUE U_t de $t = 1996, \dots, 2019$, pour ajuster les données de CPUE à l'aide du lissage par splines. Lorsque $i = N$, la courbe spline était parfaitement ajustée aux données et la somme des carrés des résidus (ρ_N) était nulle. On a ajusté la courbe spline à une plage de degrés de liberté d'essai (ν_i); les valeurs de la somme des carrés des résidus (ρ_i) obtenues formaient une courbe de type logistique avec un point d'inflexion à $i = k$ (figure E.1, SOÉTN nord à gauche, SOÉTN sud à droite). La différence entre les estimations ponctuelles de ρ_i (indicateur de la pente δ_i) a produit une courbe concave pour laquelle l'indicateur minimal de la pente δ_i était situé près du point d'inflexion k . Au point d'inflexion k , $\nu_k=2,449$ pour le complexe du nord et le complexe du sud, ce qui correspond à $\rho_k = \{1,984_{B\vee1}, 544_R\}$, que l'on a converti en $c_p = \{0,2759_{B\vee0}, 2529_R\}$ using:

$$c_p = \sqrt{\frac{\rho_k}{N-2}} \left[\frac{1}{N} \sum_{t=1996}^{2019} U_t \right]^{-1}. \quad (\text{E.38})$$

E.6.3. Distributions a priori

Les descriptions des distributions *a priori* des paramètres estimés (sans inclure les écarts de recrutement) figurent dans le tableau E.4. Les fonctions de probabilité de la densité obtenues produisent la $\pi_j(\Theta)$; les logarithmes connexes sont ensuite additionnés dans l'équation (E.3), ce qui produit la distribution *a priori* conjointe, soit $\pi(\Theta)$. Étant donné que les distributions *a priori* uniformes sont, par définition, constantes pour toutes les valeurs de leur plage (et zéro à l'extérieur de cette plage), leur contribution à la fonction objective peut être ignorée. Par conséquent, pour calculer la distribution *a priori* conjointe $\pi(\Theta)$ (E.3), il faut seulement additionner les distributions *a priori* non uniformes.

On a utilisé une distribution *a priori* uniforme avec une plage importante pour R_0 . Les valeurs *a priori* normales concernant la mortalité naturelle des mâles et des femelles, soit M_1 et M_2 , respectivement, ont été étudiées au moyen de divers estimateurs de la mortalité naturelle (Hoenig 1983) et Gertseva (2018, comm. pers., basé sur Then et coll. 2015; Hamel 2015) aux âges observés $A_{\max} \in \{100, 125, 150\}$ y pour SOÉTN nord et $A_{\max} \in \{80, 100, 125\}$ y pour SOÉTN sud (Annexe D). La mortalité naturelle M semble varier de 0,03 à 0,07 pour les sébastes à œil épineux et à taches noires, selon le stock.

La pente n'a pas été estimée dans ce modèle, mais a été fixée à $h=0,7$. On a utilisé les distributions *a priori* uniformes sur une échelle logarithmique pour les paramètres de capturabilité q_g . On aborde la sélectivité de façon plus détaillée dans la section E.4.10.. La plupart des priors de sélectivité étaient uniformes avec des limites basées sur des évaluations de stocks précédentes. Les valeurs *a priori* de la sélectivité (moyennes et écarts-types) étaient fondées sur les proportions observées de maturité pour chaque âge dans les données du relevé.

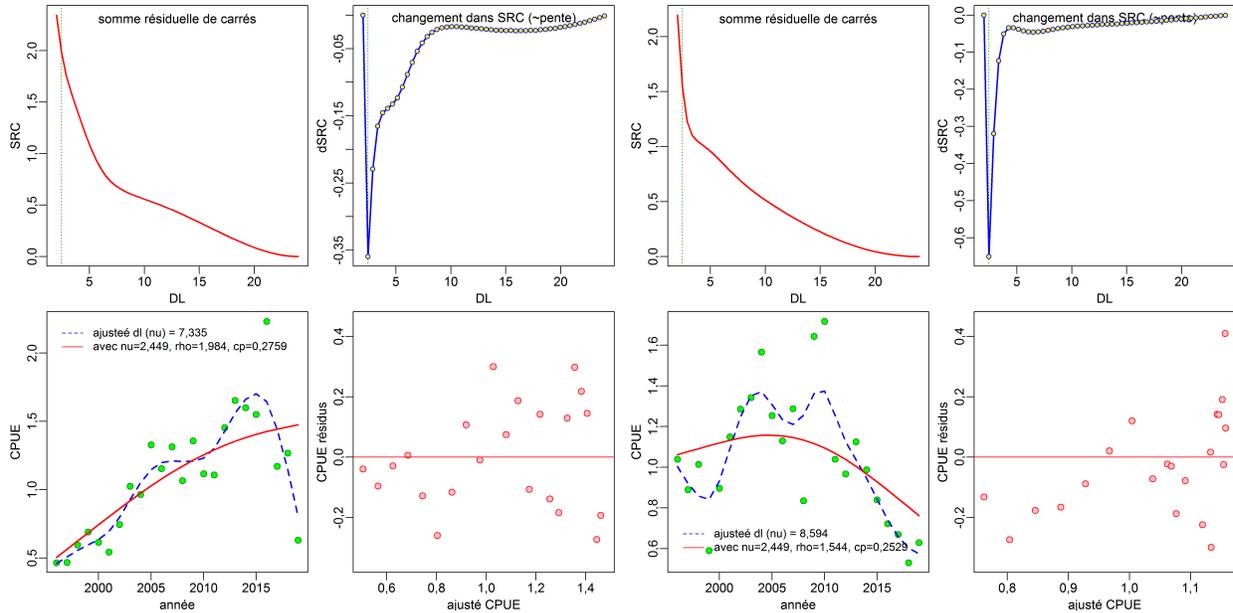


Figure E.1. Estimation de l'erreur de processus à ajouter aux données de CPUE issues de la pêche commerciale (SOÉTN nord à gauche, SOÉTN sud à droite). Pour chaque stock: graphique supérieur gauche – somme des carrés des résidus obtenue à l'aide du lissage par splines à divers degrés de liberté; graphique supérieur droit – pente de la somme des carrés des résidus (\sim première dérivée), la ligne verticale pointillée représente le degré de liberté correspondant à la valeur minimale de la pente; graphique inférieur gauche – données d'indice de CPUE avec DF ajusté par spline (courbe bleue en pointillés) et DF au minimum δ RSS (courbe rouge continue); graphique inférieur droit – ajustement des résidus normalisé.

E.6.4. Propriétés de la méthode MCCM

On a entamé la méthode MCCM à partir des valeurs du MDP et on a échantillonné chaque 5 000^e itération sur les 6 million itérations réalisées. On a donc obtenu 1 200 échantillons, mais on n'en a utilisé que 1 000; les premiers 200 échantillons ont été éliminés lors du rodage.

E.7. POINTS DE RÉFÉRENCE, PROJECTIONS ET AVIS À L'INTENTION DES GESTIONNAIRES

On fournit des avis à l'intention des gestionnaires selon divers ensembles de points de référence. Le premier ensemble est fondé sur le rendement maximal durable (RMD); il comprend les points de référence provisoires de l'approche de précaution du MPO (MPO 2006), soit $0,4B_{\text{RMD}}$ et $0,8B_{\text{RMD}}$ (on a aussi fourni B_{RMD} et u_{RMD} , qui représentent les estimations de la biomasse féconde à l'état d'équilibre et le taux de récolte au RMD, respectivement). Un deuxième ensemble de points de référence, qui comprend la biomasse féconde actuelle B_{2021} et le taux de récolte u_{2020} , sert à montrer la probabilité d'une augmentation par rapport à la biomasse féconde de femelles actuelle ou d'une diminution par rapport au taux de récolte actuel. Un troisième ensemble de points de référence, soit $0,2B_0$ et $0,4B_0$, est fondé sur l'estimation de la biomasse féconde non exploitée à l'équilibre, B_0 . Voir le texte principal pour plus de renseignements.

Pour estimer B_{RMD} , on s'est servi du modèle afin de faire des prévisions pour une plage de taux de récolte constants (u_t) donnée (de 0 à 0,401; augmentations de 0,001), jusqu'à un maximum de 15 000 années, jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint (tolérance de 0,01 t). Le RMD est le

rendement à l'équilibre le plus élevé; le taux de récolte connexe est donc u_{RMD} et la biomasse féconde connexe, B_{RMD} . On a fait les calculs pour chacun des 1 000 échantillons MCCM, produisant des distributions marginales *a posteriori* pour le RMD, u_{RMD} et B_{RMD} .

On a ensuite calculé la probabilité $P(B_{2021} > 0,4B_{\text{RMD}})$ comme étant la proportion des 1 000 échantillons MCCM pour lesquels $B_{2021} > 0,4B_{\text{RMD}}$ (on fait des calculs semblables pour les autres points de référence fondés sur la biomasse). Pour les taux de récolte, on a calculé la probabilité $P(u_{2020} < u_{\text{RMD}})$ pour que les indicateurs de l'état du stock fondés sur B et u (et les projections lorsque $t = 2021, \dots, 2031$) indiquent la probabilité que les taux soient satisfaisants.

On a réalisé des projections pour dix ans en commençant par calculer la biomasse et la structure selon l'âge au début de 2021. On a utilisé une plage de stratégies de prises constantes, allant de 0 à N:1200\ S:600 t, avec des augmentations de N:100\ S:50 t (la biomasse de prises moyenne de 2015 à 2019 était de 548 t et de 291 t dans 5DE et 3CD5AB). Pour chaque stratégie, on a réalisé des projections pour chacun des 1 000 échantillons MCCM (produisant des distributions *a posteriori* de la future biomasse féconde). On a calculé les valeurs du recrutement de façon aléatoire au moyen de l'équation (E.27) (c.-à-d. d'après les écarts de recrutement log-normaux tirés de la courbe stock-recrutement estimée) au moyen de valeurs de $\epsilon_t \sim \text{Normale}(0, \sigma_R^2)$ générées aléatoirement. Pour chacun des 1 000 échantillons MCCM, on a généré une série chronologique de $\{\epsilon_t\}$. Pour chaque échantillon MCCM, on a utilisé la même série chronologique de $\{\epsilon_t\}$ pour chaque stratégie de prises (afin que, pour un échantillon MCCM donné, toutes les stratégies de prises fassent l'objet de la même stochasticité sur le plan du recrutement).

E.8. RÉFÉRENCES RÉSULTATS DU MODÈLE

- ADMB Project. 2009. [AD Model Builder: Automatic Differentiation Model Builder](#). Développé par David Fournier et disponible gratuitement sur admb-project.org.
- Beamish, R.J. 1979. [New information on the longevity of Pacific ocean perch \(*Sebastes alutus*\)](#). J. can. sci. halieut. aquat. 36(11). 1395–1400.
- Beddington, J.R. et Cooke, J.G. 1983. [The potential yield of fish stocks](#). FAO Fish. Tech. Paper 242. v + 47 p.
- Bull, B., Francis, R.I.C.C., Dunn, A., McKenzie, A., Gilbert, D.J. et Smith, M.H. 2005. [CASAL \(C++ algorithmic stock assessment laboratory\), user manual v2.07-2005/08/21](#). NIWA Tech. Rep. 127. 274 p.
- Caswell, H. 2001. Matrix Population Models: Construction, Analysis and Interpretation. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Clark, W.G. et Hare, S.R. 2006. [Assessment and management of Pacific halibut: data, methods, and policy](#). Sci. Rep. 83, International Pacific Halibut Commission, Seattle, WA.
- Edwards, A.M., Haigh, R. et Starr, P.J. 2014a. [Évaluation des stocks de sébaste à longue mâchoire \(*Sebastes alutus*\) sur la côte ouest de l'île de Vancouver, en Colombie Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2013/093. vi + 135 p.
- Edwards, A.M., Haigh, R. et Starr, P.J. 2014b. [Évaluation des stocks de sébaste à longue mâchoire \(*Sebastes alutus*\) sur les côtes nord et ouest de l'archipel Haida Gwaii, en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2013/092. vi + 126 p.
- Edwards, A.M., Haigh, R. et Starr, P.J. 2012a. [Évaluation du stock et évaluation du potentiel de rétablissement du sébaste à bouche jaune \(*Sebastes reedi*\) le long de la côte du Pacifique au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/095. iv + 188 p.

-
- Edwards, A.M., Starr, P.J. et Haigh, R. 2012b. [Évaluation du stock de sébaste à longue mâchoire \(*Sebastes alutus*\) dans le détroit de la Reine Charlotte, Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2011/111. viii + 172 p.
- Forrest, R.E., McAllister, M.K., Dorn, M.W., Martell, S.J.D. et 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](#). J. can. sci. halieut. aquat. 67. 1611–1634.
- Fournier, D.A., Hampton, J. et Sibert, J.R. 1998. [MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*](#). J. can. sci. halieut. aquat. 55(9). 2105–2116.
- Fournier, D.A., Sibert, J.R., Majkowski, J. et Hampton, J. 1990. [MULTIFAN a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for southern bluefin tuna \(*Thunnus maccoyii*\)](#). J. can. sci. halieut. aquat. 47(2). 301–317.
- Francis, R.I.C.C. 2011. [Data weighting in statistical fisheries stock assessment models](#). J. can. sci. halieut. aquat. 68(6). 1124–1138.
- Gelman, A., Carlin, J.B., Stern, H.S. et Rubin, D.B. 2004. Bayesian Data Analysis, 2nd edition. Chapman and Hall/CRC, New York.
- Haigh, R., Starr, P.J., Edwards, A.M., King, J.R. et Lecomte, J.B. 2018a. [Évaluation du stock de sébaste à longue mâchoire \(*Sebastes alutus*\) dans le détroit de la Reine-Charlotte, en Colombie-Britannique, en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/038. v + 227 p.
- Haigh, R., Edwards, A.M. et Starr, P.J. 2018b. [PBSawatea: Tools for Running Awatea and Visualizing the Results](#). Paquet R version 1.4.2.
- Hamel, O.S. 2015. [A method for calculating a meta-analytical prior for the natural mortality rate using multiple life history correlates](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1). 62–69.
- Hilborn, R., Maunder, M., Parma, A., Ernst, B., Payne, J. et Starr, P. 2003. [Coleraine: A generalized age-structured stock assessment model. User's manual version 2.0. University of Washington Report SAFS-UW-0116](#). Rapp. tech., University of Washington.
- Hoenig, J.M. 1983. [Empirical use of longevity data to estimate mortality rates](#). Fish. Bull. 82(1). 898–903.
- Holt, K.R., Starr, P.J., Haigh, R. et Krishka, B. 2016. [Évaluation du stock et avis sur les prélèvements de fausse limande \(*Lepidopsetta* spp.\) en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/009. ix + 256 p.
- Leisch, F. 2002. [Sweave: dynamic generation of statistical reports using literate data analysis](#). Dans W. Härdle et B. Rönz, eds., Compstat 2002 - Proceedings in Computational Statistics, p. 575–580. Physica Verlag, Heidelberg.
- Mace, P.M. et Doonan, I.J. 1988. [A generalized bioeconomic simulation for fish population dynamics](#). NZ Fish. Assess. Res. Doc. 88/4. 51 p.
- MacLellan, S.E. 1997. [How to age rockfish \(*Sebastes*\) using *S. alutus* as an example – the otolith burnt section technique](#). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2146. 39 p.
- Magnusson, A. 2009. [Scape – statistical catch-at-age plotting environment](#). paquet R .
- Magnusson, A. et Stewart, I. 2020. [plotMCMC: MCMC diagnostic plots](#). R package version 2.0.1.

-
- Mertz, G. et Myers, R. 1996. [Influence of fecundity on recruitment variability of marine fish](#). J. can. sci. halieut. aquat. 53(7). 1618–1625.
- Michielsens, C.G.J. et McAllister, M.K. 2004. [A Bayesian hierarchical analysis of stock-recruit data: quantifying structural and parameter uncertainties](#). J. can. sci. halieut. aquat. 61(6). 1032–1047.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/023. 7 p.
- MPO. 2015. [Évaluation du stock de sébastes à queue jaune \(*Sebastes flavidus*\) pour le littoral de la Colombie-Britannique, au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/010. 16 p.
- R Core Team. 2019. [R: A Language and Environment for Statistical Computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Stanley, R.D., Starr, P. et Olsen, N. 2009. [Évaluation du stock de sébaste canari \(*Sebastes pinniger*\) dans les eaux de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2009/013. xxii + 198 p.
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2021a. [Évaluation des stocks de veuves \(*Sebastes entomelas*\) de la Colombie-Britannique en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/039. vii + 258 p.
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2022. Évaluation du stock de bocaccio (*Sebastes paucispinis*) de la Colombie-Britannique en 2019 et lignes directrices relatives à l'élaboration de plans de rétablissement. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. *Dans la presse*.
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2021b. [Évaluation du stock de sébaste à raie rouge \(*Sebastes proriger*\) pour la Colombie-Britannique en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/014. viii + 356 p.
- Starr, P.J., Haigh, R. et Grandin, C. 2016. [Évaluation du stock de sébaste argenté \(*Sebastes brevispinis*\) le long de la côte du Pacifique du Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/042. vi + 170 p.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G. et Hewitt, D.A. 2015. [Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1). 82–92.
- Thorson, J.T., Jensen, O.P. et Zipkin, E.F. 2014. [How variable is recruitment for exploited marine fishes? A hierarchical model for testing life history theory](#). J. can. sci. halieut. aquat. 71(7). 973–983.

ANNEXE F. RÉSULTATS DU MODÈLE

F.1. INTRODUCTION

La présente annexe décrit les résultats de deux stocks sébastes à œil épineux et à taches noires (SOÉTN, *Sebastes aleutianus/melanostictus*): 'SOÉTN nord' dans les zones 5DE de la Commission des pêches maritimes du Pacifique et 'SOÉTN sud' dans les zones 3CD5AB de la Commission des pêches maritimes du Pacifique. De façon générale, les résultats comprennent :

- calculs du mode de distribution *a posteriori* (MDP) permettant de comparer les estimations du modèle aux observations;
- des simulations réalisées selon la méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCMC) visant à calculer les distributions *a posteriori* des paramètres estimés pour le scénario de référence composite;
- des diagnostics réalisés au moyen de la méthode de MCMC pour les exécutions du scénario de référence composite;
- de nombreuses analyses de sensibilité, y compris des diagnostics réalisés au moyen de la méthode de MCMC.

Veillez noter que les diagnostics selon la méthode de MCMC sont évalués en fonction des critères subjectifs suivants :

- Bon – Aucune tendance liée aux traces, alignement des chaînes fractionnées, aucune autocorrélation
- Marginal – Tendances liées aux traces interrompues de façon temporaire, chaînes fractionnées quelque peu défaites, un peu d'autocorrélation
- Médiocre – Tendances liées aux traces qui fluctuent considérablement ou affichent une augmentation ou une diminution constante, chaînes fractionnées différentes les unes des autres, autocorrélation importante
- Inacceptable – Tendances liées aux traces qui fluctuent considérablement ou affichent une augmentation ou une diminution constante, chaînes fractionnées différentes les unes des autres, autocorrélation importante

Le dernier avis consiste en un scénario de référence composite qui fournit l'orientation principale. Diverses analyses de sensibilité sont présentées pour montrer l'effet de certaines des principales hypothèses de la modélisation. Les estimations des principales quantités et l'avis à l'intention des gestionnaires (tableaux de décision) sont présentés ici et dans le corps du texte.

F.2. SOÉTN NORD (5DE)

Le scénario de référence pour le SOÉTN nord a été sélectionné à partir des exécutions 46 à 54 du modèle et mis en commun. Voici les décisions importantes prises pendant l'évaluation du SOÉTN nord :

- La mortalité naturelle M a été fixée à trois niveaux : 0,035, 0,045 et 0,055, chacun avec une erreur de processus concernant les CPUE c_p de 0,1, 0,2759 et 0,4, pour un total de neuf modèles de référence utilisant two axes d'incertitude.
 - B1 (Exé49): $M=0,035$, CPUE $c_p=0,1$
 - B2 (Exé50): $M=0,035$, CPUE $c_p=0,2759$
 - B3 (Exé51): $M=0,035$, CPUE $c_p=0,4$

- B4 (Exé47): $M=0,045$, CPUE $c_p=0,1$
 - B5 (Exé46): $M=0,045$, CPUE $c_p=0,2759$
 - B6 (Exé48): $M=0,045$, CPUE $c_p=0,4$
 - B7 (Exé52): $M=0,055$, CPUE $c_p=0,1$
 - B8 (Exé53): $M=0,055$, CPUE $c_p=0,2759$
 - B9 (Exé54): $M=0,055$, CPUE $c_p=0,4$
- On a fixé la classe « plus » à 80 ans.
 - On a utilisé une série d'indices de l'abondance provenant des relevés (synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii), avec les données sur la fréquence selon l'âge.
 - On a utilisé une série d'indices de l'abondance provenant des activités de pêche commerciale au chalut de fond (indice des CPUE du chalut de fond, 1996 à 2019).
 - On a présumé qu'il y avait deux pêches (1 = chalut - pêche commerciale + chalut pélagique; 2 = autre - pêche à la palangre du flétan, au casier de la morue charbonnière, à la palangre de la morue-lingue, à la palangre en eaux côtières, à la traîne du saumon; chacune comporte des données sur les prises combinées et des données sur la fréquence selon l'âge).
 - On a présumé qu'il y avait deux sexes (femelles, mâles).
 - On a utilisé des valeurs a priori uniformes pour les trois paramètres de sélectivité (μ_g, Δ_g, v_{gL}) à la fois pour les pêches et le relevé, à l'exception d'une valeur a priori normale de $\mu_g \sim \mathcal{N}(36, 7.2)$ pour la pêche « autre » et le relevé au large de la côte ouest de Haida Gwaii.
 - On a appliqué une repondération de l'abondance : ajout d'une erreur de processus du coefficient de variation (CV) aux CV des indices, $c_p = 0,25$ pour les relevés et $c_p \in \{0.1, 0.2759, 0.4\}$ pour les séries des CPUE de la pêche commerciale (voir Annexe E).
 - On a appliqué une repondération de la composition : on a ajusté les tailles d'échantillon effectives dans les fréquences selon l'âge en utilisant la méthode de Francis (2011).
 - On a attribué une valeur fixe de 0,9 à l'écart-type des résidus du recrutement (σ_R).
 - On a utilisé une matrice d'erreur dans la détermination de l'âge « modérée » décrite comme une distribution normale s'étendant sur trois âges de chaque côté de l'« âge réel » (diagonale de la matrice), décrite à la section D.2.3 de Annexe Det représentée sur la figure D.26 (graphique de gauche).

Les trois valeurs fixes de M on produit trois exécutions du modèle distinctes associées à leurs distributions *a posteriori* respectives, regroupées en un scénario de référence pour l'avis à l'intention des gestionnaires. On a utilisé l'exécution centrale du scénario de référence composite (exécution 46 : $M = 0,045$ et $c_p=0,2759$) comme un exemple de scénario de référence aux fins de comparaison avec les neuf analyses de sensibilité.

On a repondéré toutes les exécutions du modèle à une reprise pour les éléments suivants : i) l'abondance, en ajoutant l'erreur de processus c_p aux CV de l'indice pour les relevés synoptiques de la COHG et des CPUE de la pêche commerciale au chalut; ii) la composition, au moyen de la procédure de Francis (2011) relative aux fréquences d'âge.

F.2.1. SOÉTN nord – exécution centrale MDP

La procédure de modélisation utilisée ici détermine d'abord le meilleur ajustement (mode de la distribution *a posteriori*) aux données en minimisant le logarithme du rapport de vraisemblance négatif. Étant donné que le scénario de référence composite du SOÉTN nord a examiné neuf modèles, seule l'exécution centrale ($M=0.045$, CPUE $c_p=0,2759$, matrice d'erreur dans la détermination de l'âge « modérée ») a été utilisée à titre d'exemple (tableaux F.1 et F.2). Ces exécutions du mode de la distribution *a posteriori* sont devenues les points de départ des

simulations de la méthode de MCCM. Les références de graphiques suivantes s'appliquent à l'exécution centrale.

- Figure F.1 – ajustements de l'indice du relevé à toutes les années de relevé;
- Figures F.2 – ajustements et résidus des différents relevés (seulement le relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii pour le SOÉTN nord);
- Figure F.3 – ajustement des CPUE au chalut de fond et ses résidus;
- Figures F.4-F.6 ajustements du modèle aux données sur la fréquence selon l'âge des mâles et des femelles pour la pêche commerciale « chalut » et les résidus des sexes combinés;
- Figures F.7-F.8 ajustements du modèle aux données sur la fréquence selon l'âge des mâles et des femelles pour la pêche commerciale « autre » et les résidus des sexes combinés;
- Figure F.9 et F.10 – ajustements du modèle aux données sur l'âge pour le relevé synoptique sur la côte ouest de Haida Gwaii et résidus;
- Figure F.11– estimations modélisées de l'âge moyen par rapport aux âges moyens observés;
- Figure F.12 – la relation stock-recrutement et la série chronologique du recrutement;
- Figure F.13 – les écarts du recrutement et l'autocorrélation de ces écarts;
- Figure F.14 – l'estimation des sélectivités de l'engin, ainsi que l'ogive de la maturité des femelles;
- Figure F.15 – les taux de récolte et les prises par type d'engin dans le temps.

Les ajustements du modèle aux indices de l'abondance étaient généralement satisfaisants (Figures F.1 et F.2), même si le point de l'indice de 2010 a été complètement omis. L'ajustement aux indices des CPUE issues des activités de pêche commerciale était essentiellement plat, sans les points des indices de 1996, 1997 et 2016. Cela a résulté en grande partie de l'ajout d'une erreur de processus de 28%, qui permet à l'ajustement du modèle d'ignorer les valeurs aberrantes de l'indice des CPUE (Figure F.3). L'utilisation d'une erreur de processus de 10% a obligé l'ajustement à suivre le signal de plus près, ce qui, dans le cas de cette série du SOÉTN nord, a créé un scénario plus optimiste fondé sur la tendance générale à la hausse des CPUE (sauf les trois dernières années). Les exécutions du modèle qui augmentaient l'erreur de processus concernant les CPUE à 40% ont généralement traité la série de CPUE en tentant peu de correspondre aux écarts de la série. Malgré les exécutions qui ont effectivement omis la série de CPUE, son retrait des données du modèle a donné des estimations de paramètres du mode de la distribution a posteriori non crédibles et pourrait entraîner une non-convergence dans les simulations de la méthode de MCCM; on n'a pas approfondi l'étude de cette option dans la présente évaluation des stocks.

Les ajustements aux données sur la fréquence selon l'âge issues de la pêche « chalut » étaient généralement bons, les résidus indiquant des écarts dans les classes d'âge plus âgées (Figure F.6). Les ajustements aux fréquences selon l'âge pour la pêche « autre » n'étaient pas aussi bons que ceux pour la pêche « chalut », mais ils ont été jugés acceptables (Figure F.8).

Les ajustements aux données sur la fréquence selon l'âge issues du relevé au large de la côte ouest de Haida Gwaii étaient bons, mais il y avait des résidus négatifs importants dans les relevés de 2012 et de 2016 et dans les groupes d'âge moyen de ~20 à 45 ans environ (Figure F.10).

Les estimations modélisées de l'âge moyen ne correspondaient que partiellement aux âges moyens observés (Figure F.11). La correspondance était la plus importante pour la pêche « chalut » (pour laquelle les données étaient les plus abondantes), mais aucune des exécutions d'essai n'a pu correspondre aux âges observés dans les échantillons de 1978 et de 1982, dont

l'âge moyen était beaucoup plus bas que l'âge réaliste étant donné que les échantillons ont été prélevés relativement tôt. Il est souhaitable que dans les exécutions du modèle, l'âge moyen modélisé corresponde à l'âge moyen observé. Les estimations du recrutement semblaient typiques de celles d'autres évaluations du sébaste (Figure F.12). Les résidus du recrutement présentaient une certaine autocorrélation, mais elle ne semblait pas extrême (Figure F.13).

L'ajustement de la sélectivité de la pêche commerciale « chalut » était bien établi malgré l'utilisation de valeurs a priori uniformes pour tous les paramètres (Figure F.14). L'ogive de maturité, générée à partir d'un modèle ajusté de l'extérieur (voir l'annexe D), a un long côté droit, ce qui place l'intersection de la courbe de sélectivité de la pêche « chalut » avec l'ogive de maturité vers l'âge de 28 ans, dénotant que des poissons non matures sont pêchés. Les valeurs a priori relativement proches (CV=20%) de l'âge à la sélectivité maximale pour la pêche « Autre » et le relevé au large de la côte ouest de Haida Gwaii ont déplacé ces courbes de sélectivité vers la droite, de sorte que la sélectivité des femelles coupait la courbe de maturité à 40 et 35 ans, respectivement.

F.2.1.1. Tableaux – SOÉTN nord EC MDP

Table F.1. SOÉTN nord EC.46.01 : valeurs a priori et estimations du mode de la distribution a posteriori (MDP) pour les paramètres estimés. Information sur les distributions a priori : 0 = uniforme, 1 = normale, 2 = log-normale, 5 = bêta

Phase	Plage	Type (Moyenne, ET)	Initial	MDP	
R_0 (recrutement à l'état vierge)					
1	(1, 1e+07)	0	(0, 0)	10 000	1 572,92
M_s (mortalité naturelle par sexe s, où $s = 1$ [femelle], 2 [mâle])					
-3	(0,02, 0,15)	1	(0,035, 0,01)	0,045	0,045
-3	(0,02, 0,15)	1	(0,035, 0,01)	0,045	0,045
h (pente de la courbe reproducteur-recrue)					
-1	(0,01, 5)	0	(0,7, 0,6)	0,7	0,7
ϵ_t (écarts du recrutement)					
2	(-15, 15)	1	(0, 0,9)	0	Fig F.13
ω (recrutement initial)					
-1	(0, 2)	0	(1, 0,1)	1	1

Table F.2. SOÉTN nord EC.46.01 : valeurs a priori et estimations du mode de la distribution a posteriori pour l'indice g (relevé et pêche commerciale).

Index g	Phase	Plage	Type (Moyenne,ET)	Initial	MDP	exp (MDP)	
Mode de capturabilité des CPUE ($\log q_g$, où $g = 2, 3$)							
2	1	(-15, 15)	0	(0, 0,1)	-1,60944	-9,335	8,8276e-05
Mode de capturabilité du relevé ($\log q_g$, où $g = 1$)							
1	1	(-12, 5)	0	(0, 0,6)	-5	-0,9978	0,36869
Sélectivité de la pêche commerciale (μ_g, où $g = 2, 3$)							
2	3	(5, 60)	0	(35, 3,5)	26	34,908	
3	3	(5, 70)	1	(36, 7,2)	36	47,399	
Sélectivité du relevé (μ_g, où $g = 1$)							
1	3	(5, 70)	1	(36, 7,2)	36	43,678	
Écart (à gauche) de la courbe de la sélectivité de la pêche commerciale ($\log v_{gL}$, où $g = 2, 3$)							
2	4	(-15, 15)	0	(2,5, 2,5)	2,5	4,4382	
3	4	(-15, 15)	0	(2,5, 2,5)	2,5	5,5071	
Écart (à gauche) de la courbe de la sélectivité du relevé ($\log v_{gL}$, où $g = 1$)							
1	4	(-15, 15)	0	(2,5, 2,5)	2,5	5,3974	
Décalage de la sélectivité de la pêche commerciale pour les mâles (Δ_g, où $g = 2, 3$)							
2	4	(-8, 10)	0	(0, 1)	0	-1,052	
3	4	(-8, 10)	0	(0, 1)	0	-2,2689	
Décalage de la sélectivité du relevé pour les mâles (Δ_g, où $g = 1$)							
1	4	(-8, 10)	0	(0, 1)	0	-1,0081	

Table F.3. SOÉTN nord EC.46.01 : logarithmes du rapport de vraisemblance négatifs et fonction objective d'après les résultats du mode de la distribution a posteriori pour les deux modèles. Les paramètres et les symboles de vraisemblance sont définis à l'annexe F. Pour les indices (\hat{I}_{tg}) et les proportions selon l'âge (\hat{p}_{atgs}), les indices $g = 1...1$ désignent les relevés au chalut et l'indice $g = 2+$ désigne la pêche commerciale.

Description	Probabilité logarithmique négative	Valeur
Relevé 1	$\log L_3 (\Theta \{ \hat{I}_{t1} \})$	-2,96
CPUE 1	$\log L_3 (\Theta \{ \hat{I}_{t1} \})$	-6,3
CAs 1	$\log L_2 (\Theta \{ \hat{p}_{at1s} \})$	-3 057,77
CAC 1	$\log L_2 (\Theta \{ \hat{p}_{at2s} \})$	-8 431
CAC 2	$\log L_2 (\Theta \{ \hat{p}_{at3s} \})$	-898,6
Prior	$\log L_1 (\Theta \{ \epsilon_t \}) - \log (\pi(\Theta))$	8,51
Fonction objectif $f(\Theta)$		-12 388,1

F.2.1.2. Figures – SOÉTN nord EC MDP

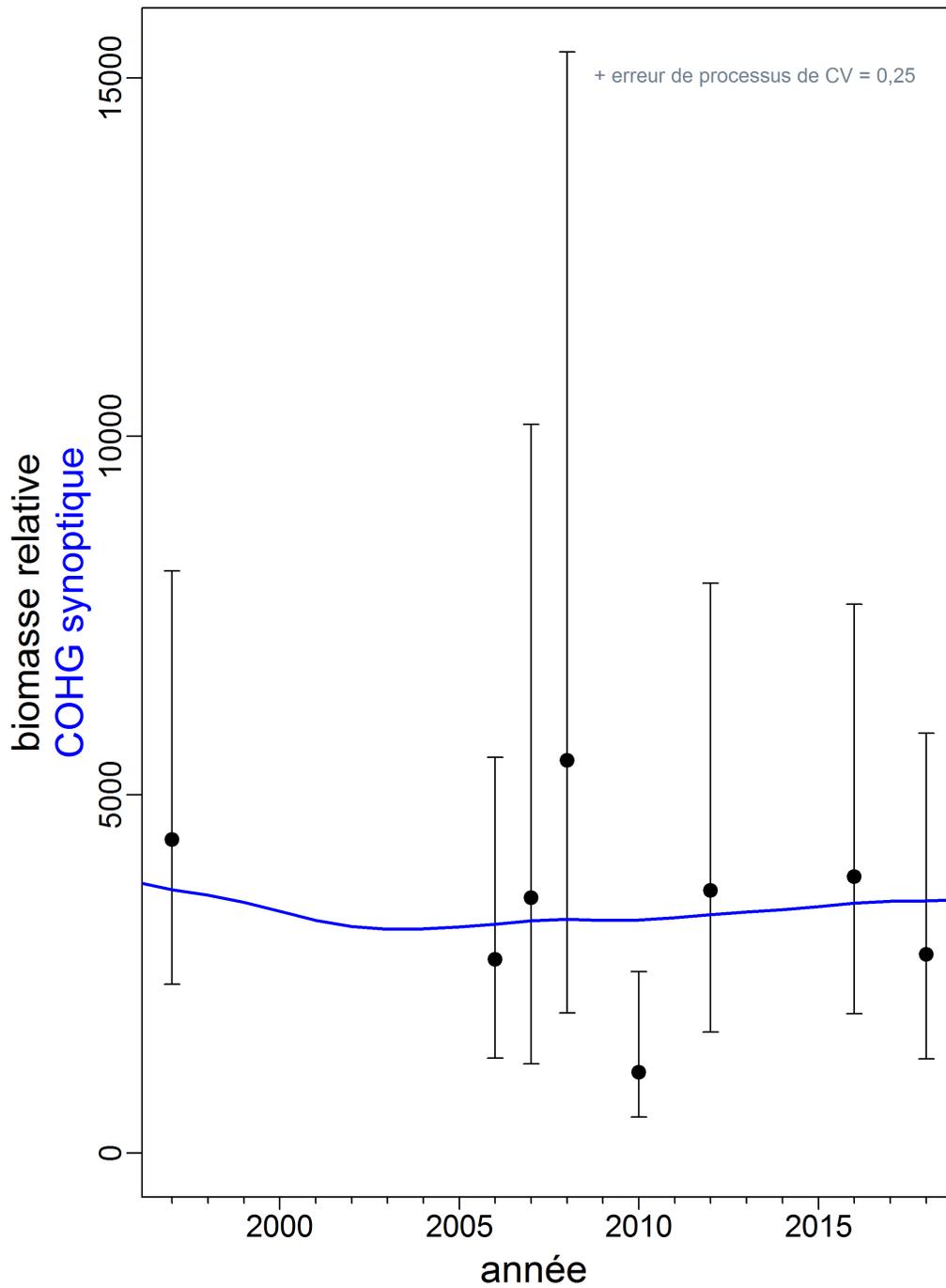


Figure F.1. SOÉTN nord EC.46.01 : valeurs de l'indice du relevé (points) avec les intervalles de confiance à 95% (barres) et ajustements du modèle selon le mode de la distribution a posteriori (courbes) pour la série de relevés indépendants de la pêche.

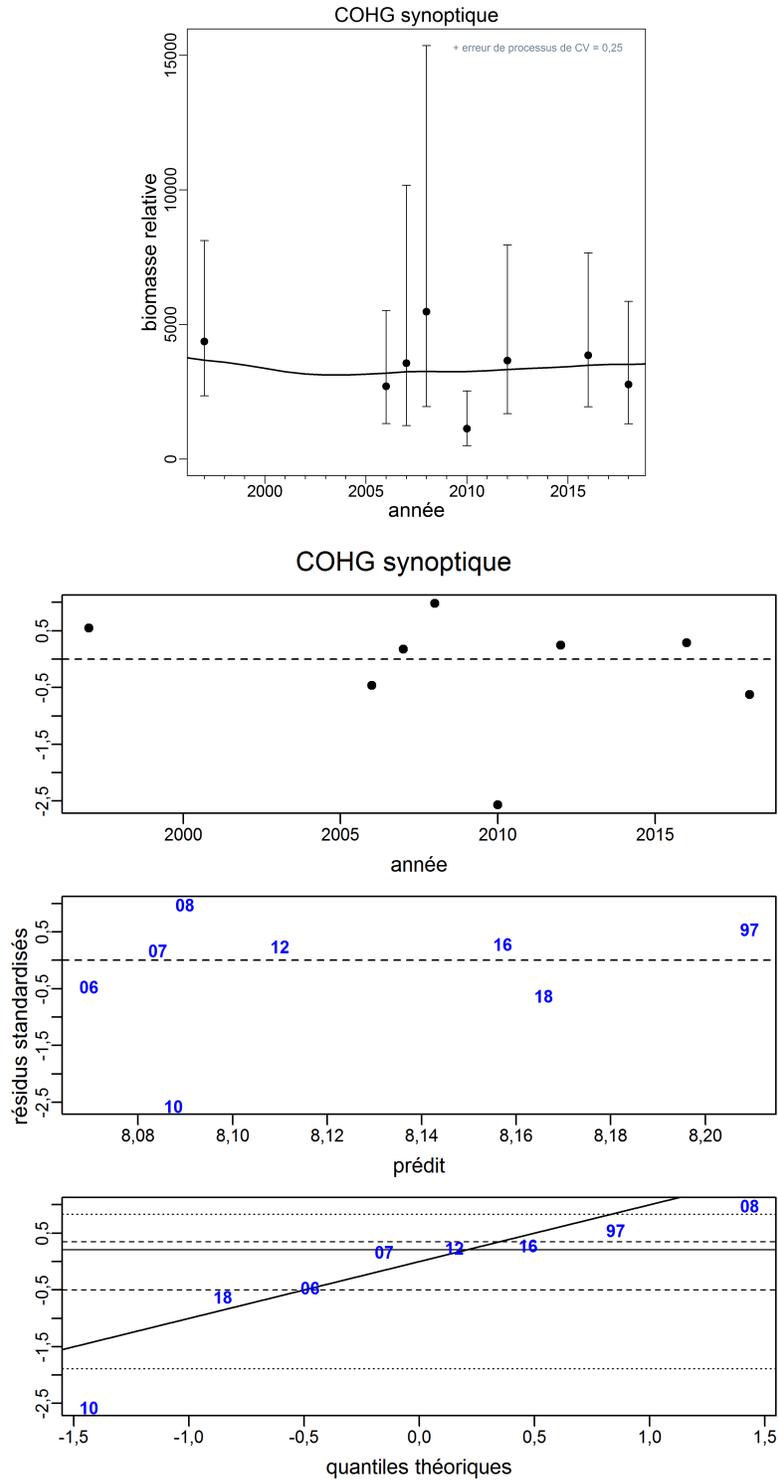


Figure F.2. SOÉTn nord EC.46.01: ajustement (en haut) et résidus standardisés des ajustements (en bas) du modèle à la série du relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii (valeurs du mode de la distribution a posteriori). Les axes verticaux représentent les résidus standardisés. Les trois graphiques montrent, respectivement, les résidus par année d'indice, les résidus par rapport à l'indice prédit et le diagramme quantile-quantile normal pour les résidus (les lignes horizontales donnent les 5e, 25e, 50e, 75e et 95e centiles).

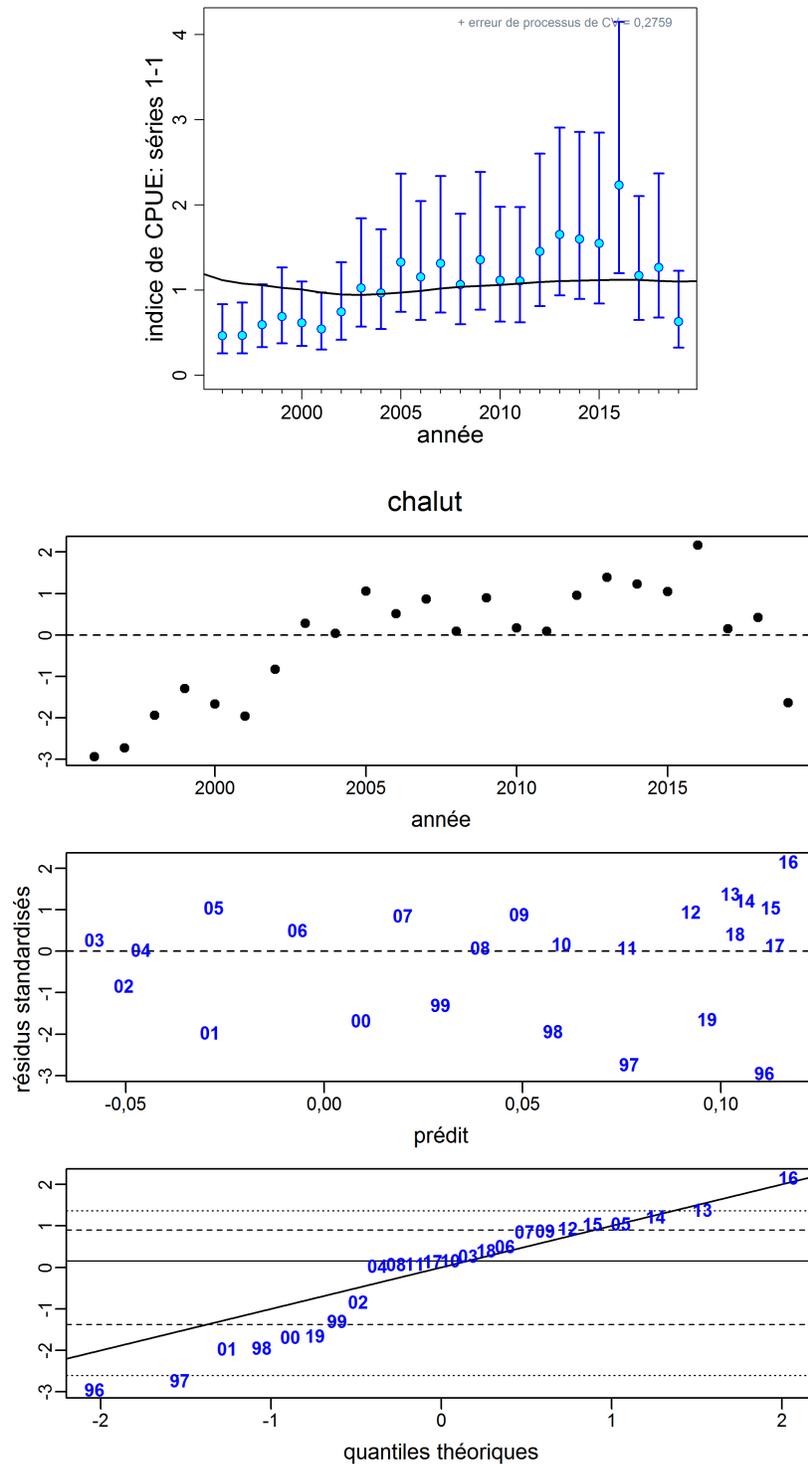


Figure F.3. SOÉTN nord EC.46.01: ajustement (en haut) et résidus standardisés des ajustements (en bas) du modèle à la série d'indices des CPUE au chalut de fond (valeurs du mode de la distribution a posteriori). Les trois graphiques des résidus montrent, respectivement, les résidus par année d'indice, les résidus par rapport à l'indice prédit et le diagramme quantile-quantile normal pour les résidus (les lignes horizontales donnent les 5e, 25e, 50e, 75e et 95e centiles).

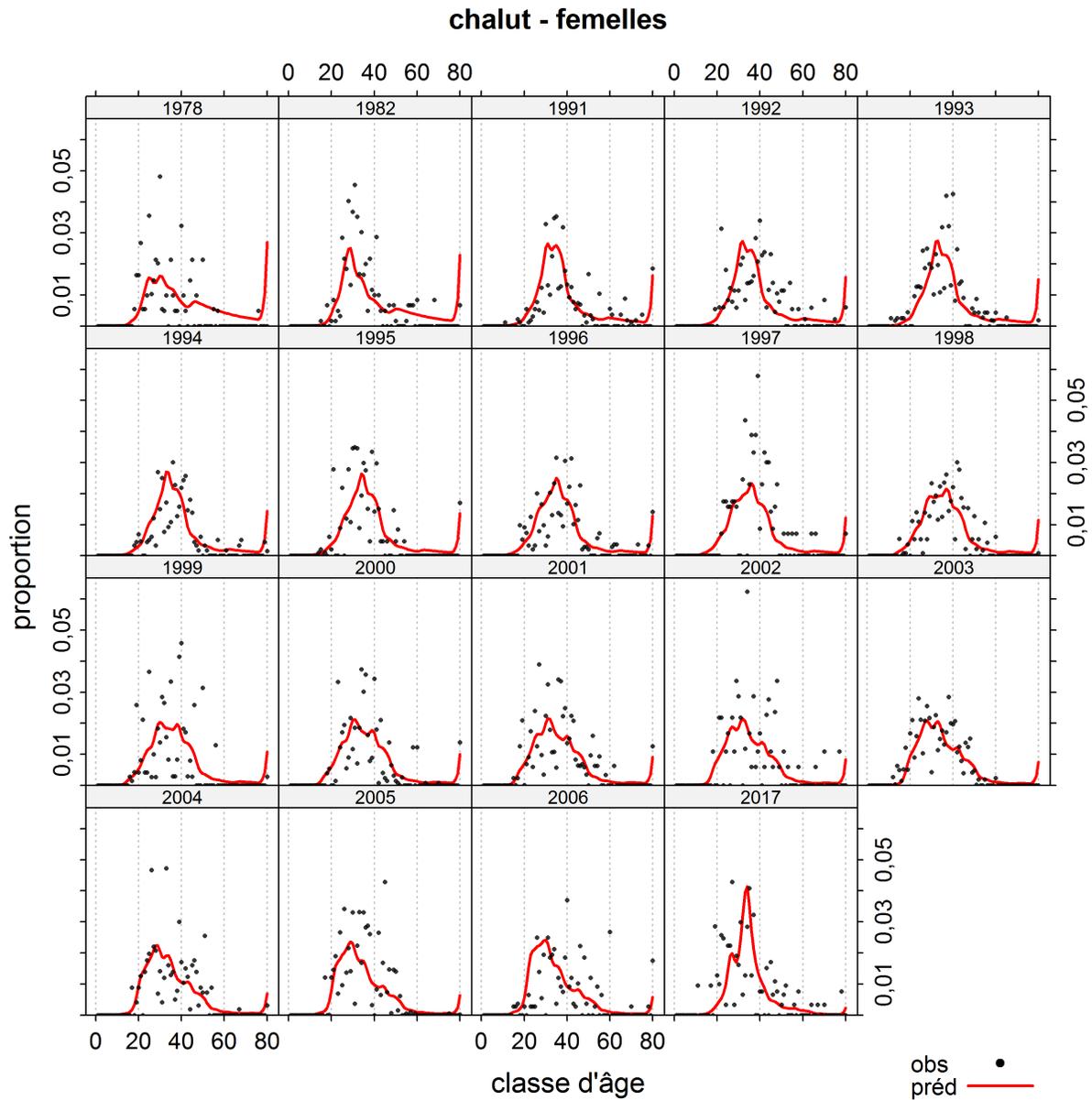


Figure F.4. SOÉTN nord EC.46.01: proportions selon l'âge observées et prédites dans la pêche commerciale (chalut) chez les femelles. Il convient de noter que les années ne sont pas nécessairement consécutives.

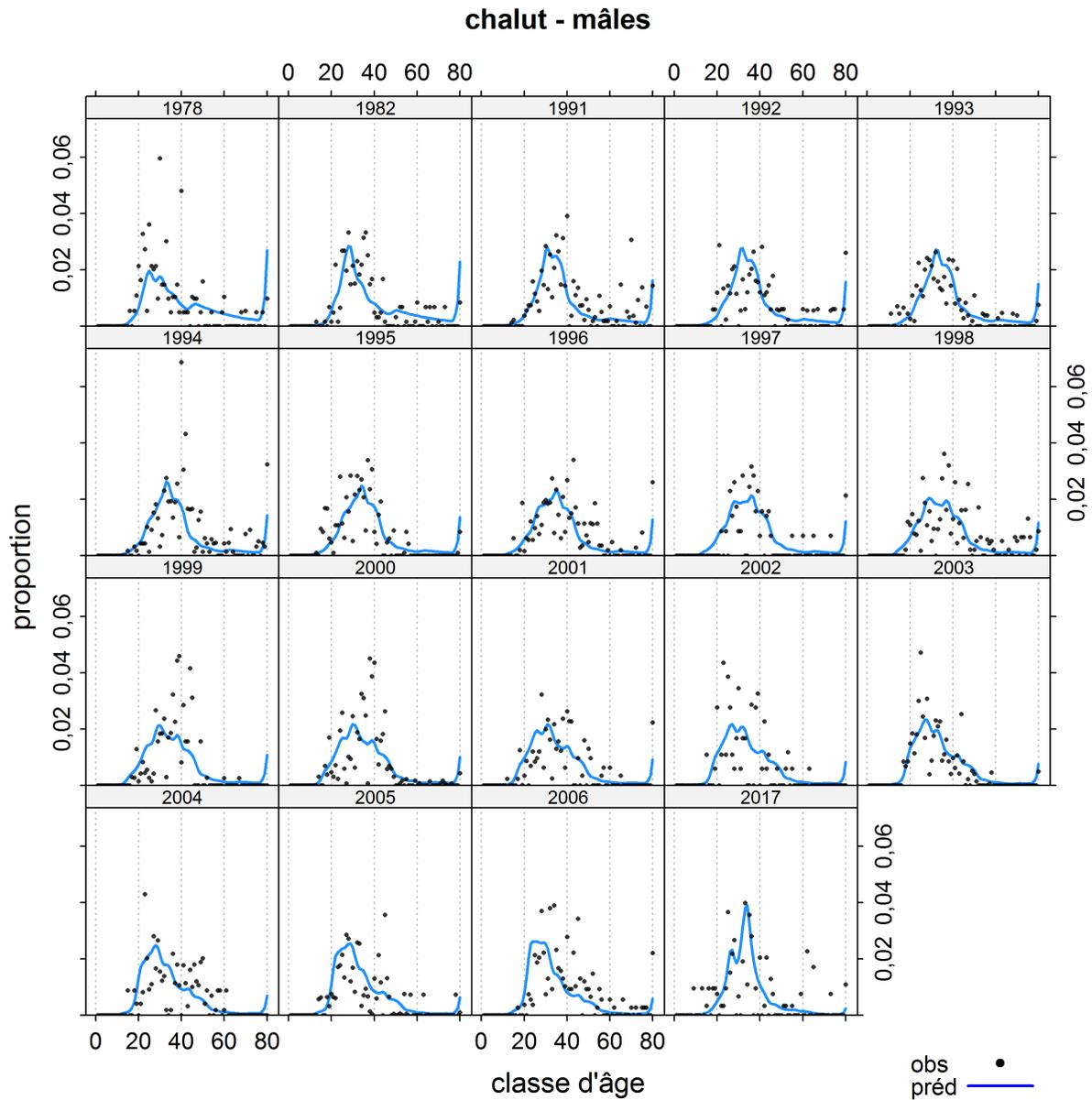


Figure F.5. SOÉTN nord EC.46.01: proportions selon l'âge observées et prédites dans la pêche commerciale (chalut) chez les mâles. Il convient de noter que les années ne sont pas nécessairement consécutives.

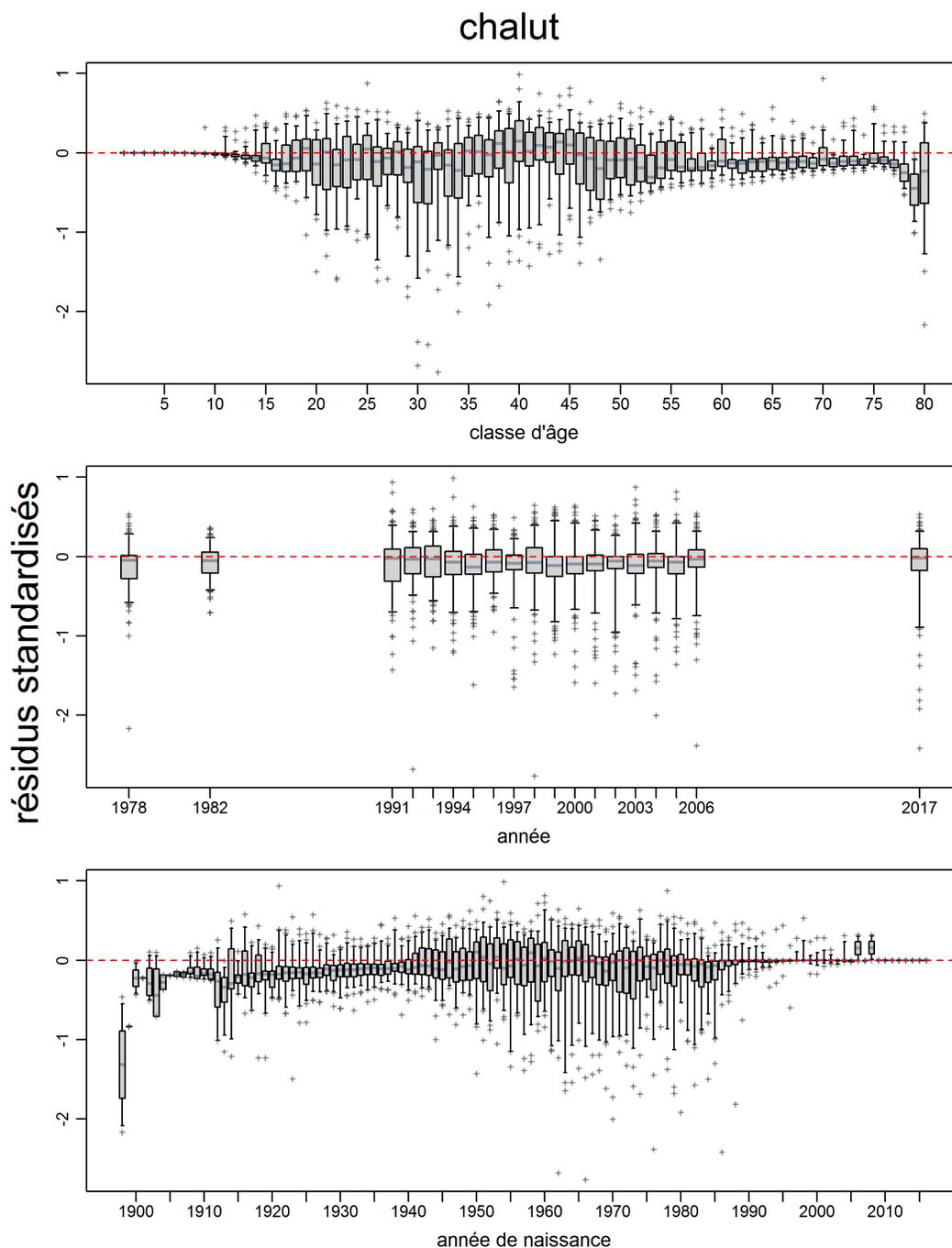


Figure F.6. SOÉTN nord EC.46.01: résidus des ajustements du modèle (3 002 au total) aux données sur les proportions selon l'âge dans la pêche commerciale (valeurs du mode de la distribution a posteriori) pour la catégorie « chalut ». Les axes verticaux représentent les résidus standardisés. Les diagrammes en boîtes montrent, respectivement, les résidus par classe d'âge, par année de données et par année de naissance (en suivant une cohorte au fil du temps). Les boîtes donnent les plages de quantiles (0,25 à 0,75) avec des lignes horizontales aux médianes, des moustaches verticales s'étendant aux quantiles 0,05 et 0,95 et des valeurs aberrantes apparaissant sous la forme de signes plus.

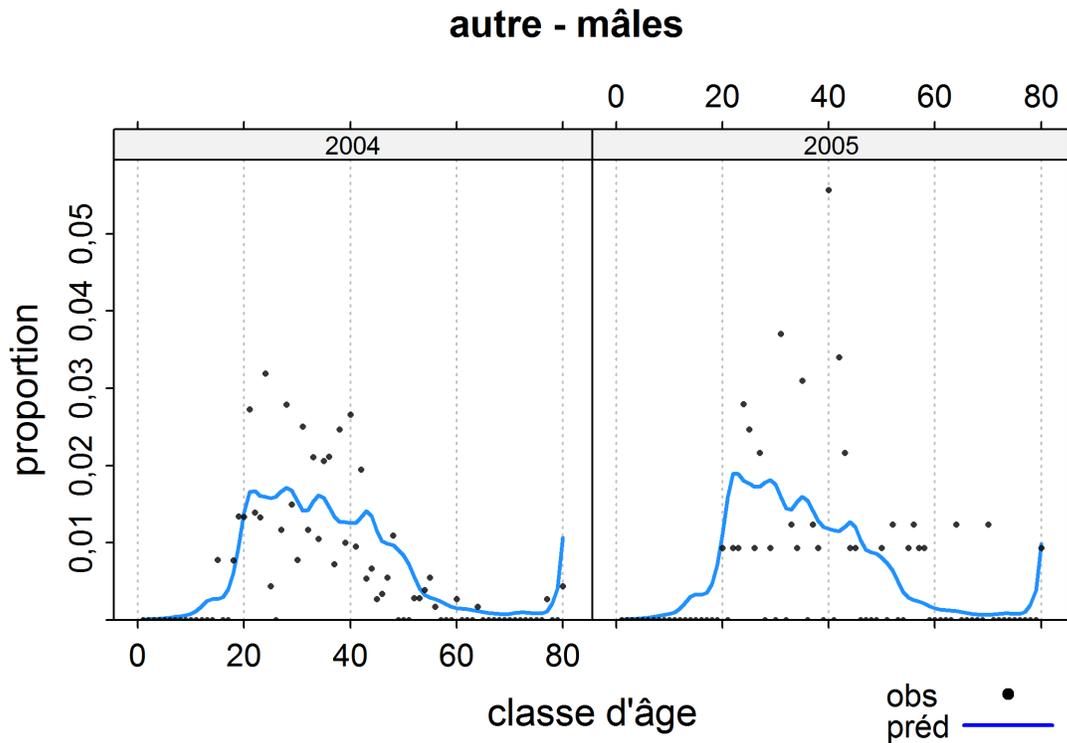
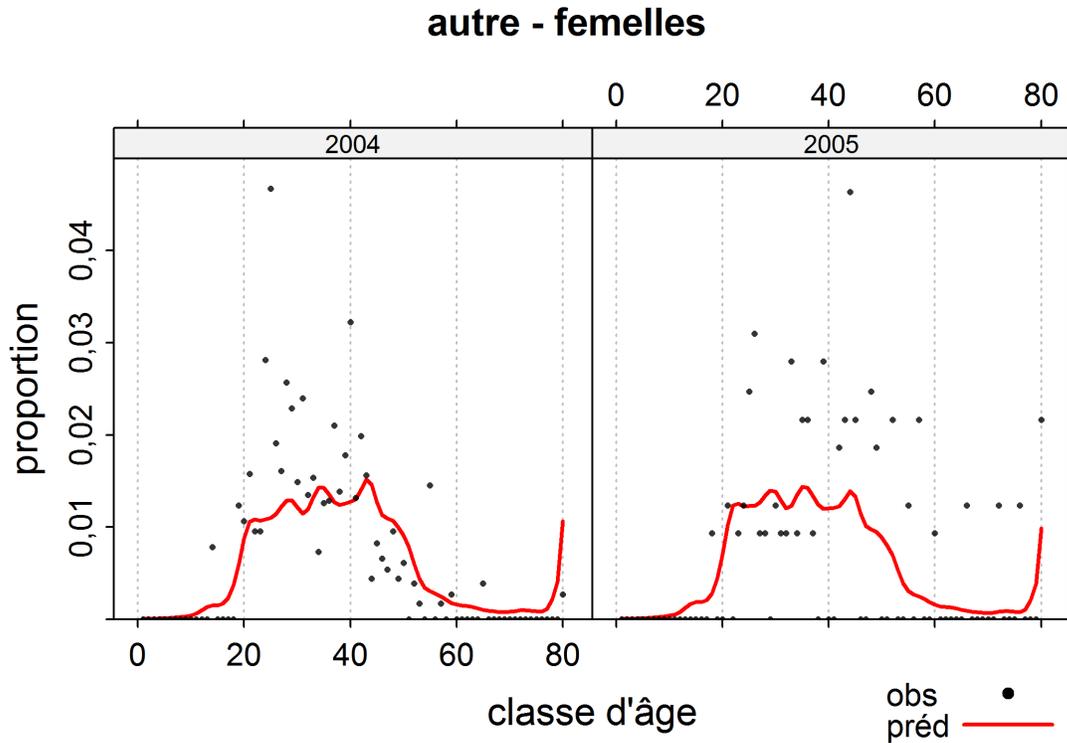


Figure F.7. SOÉTN nord EC.46.01: proportions selon l'âge observées et prédites dans la pêche commerciale (autre) chez les femelles (en haut) et les mâles (en bas).

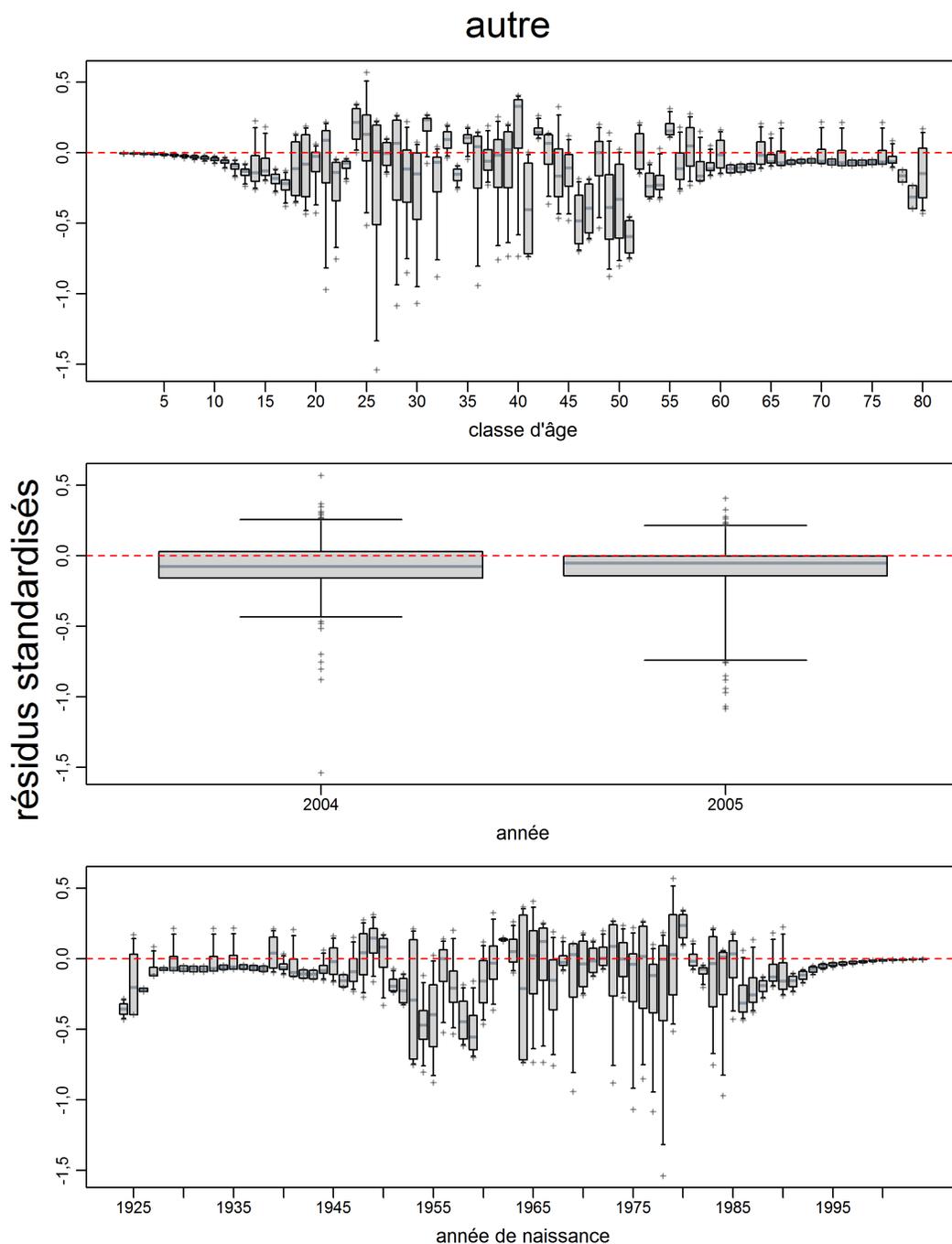


Figure F.8. SOÉTN nord EC.46.01: résidus des ajustements du modèle (316 au total) aux données sur les proportions selon l'âge dans la pêche commerciale (valeurs du mode de la distribution a posteriori) pour la catégorie « autre ». Les axes verticaux représentent les résidus standardisés. Les diagrammes en boîtes montrent, respectivement, les résidus par classe d'âge, par année de données et par année de naissance (en suivant une cohorte au fil du temps). Les boîtes donnent les plages de quantiles (0,25 à 0,75) avec des lignes horizontales aux médianes, des moustaches verticales s'étendant aux quantiles 0,05 et 0,95 et des valeurs aberrantes apparaissant sous la forme de signes plus.

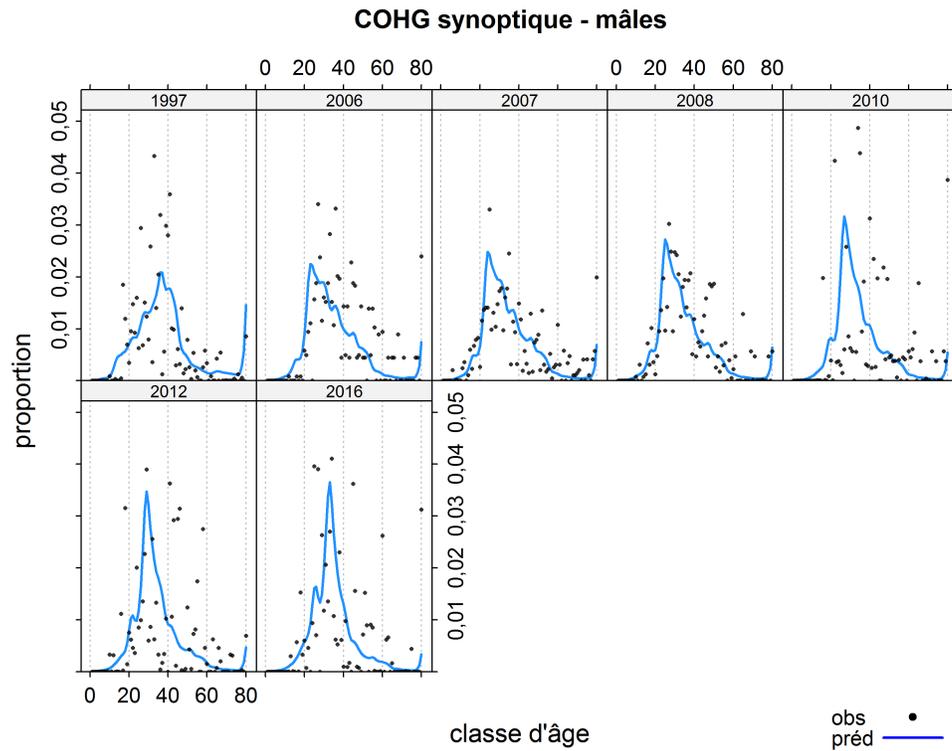
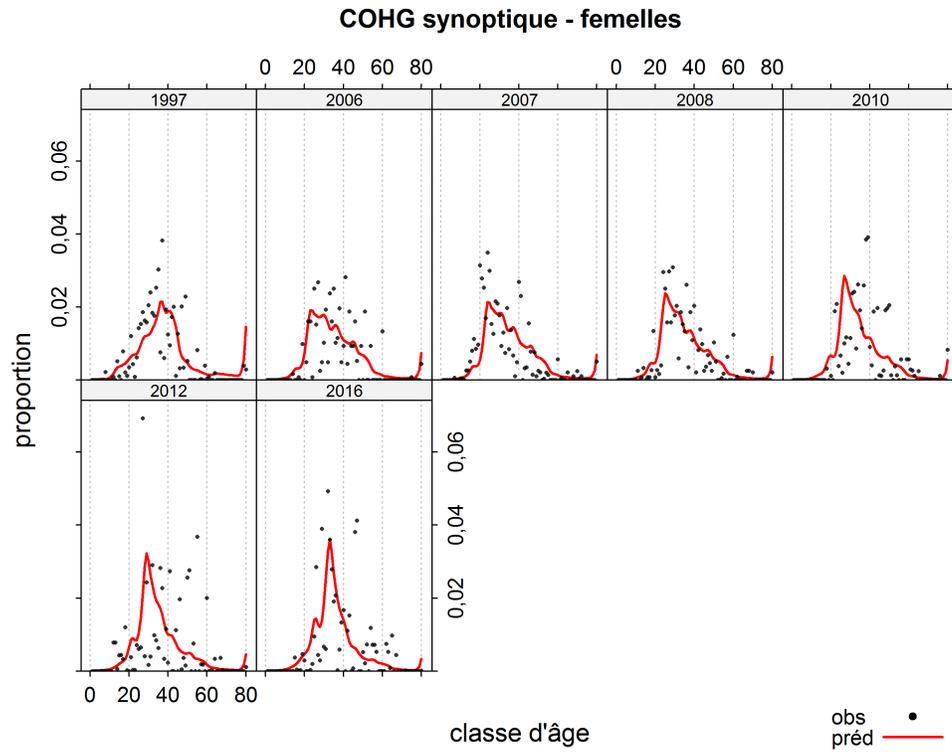


Figure F.9. SOÉTn nord EC.46.01: proportions selon l'âge observées et prédites pour le relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii: femelles (en haut) et mâles (en bas).

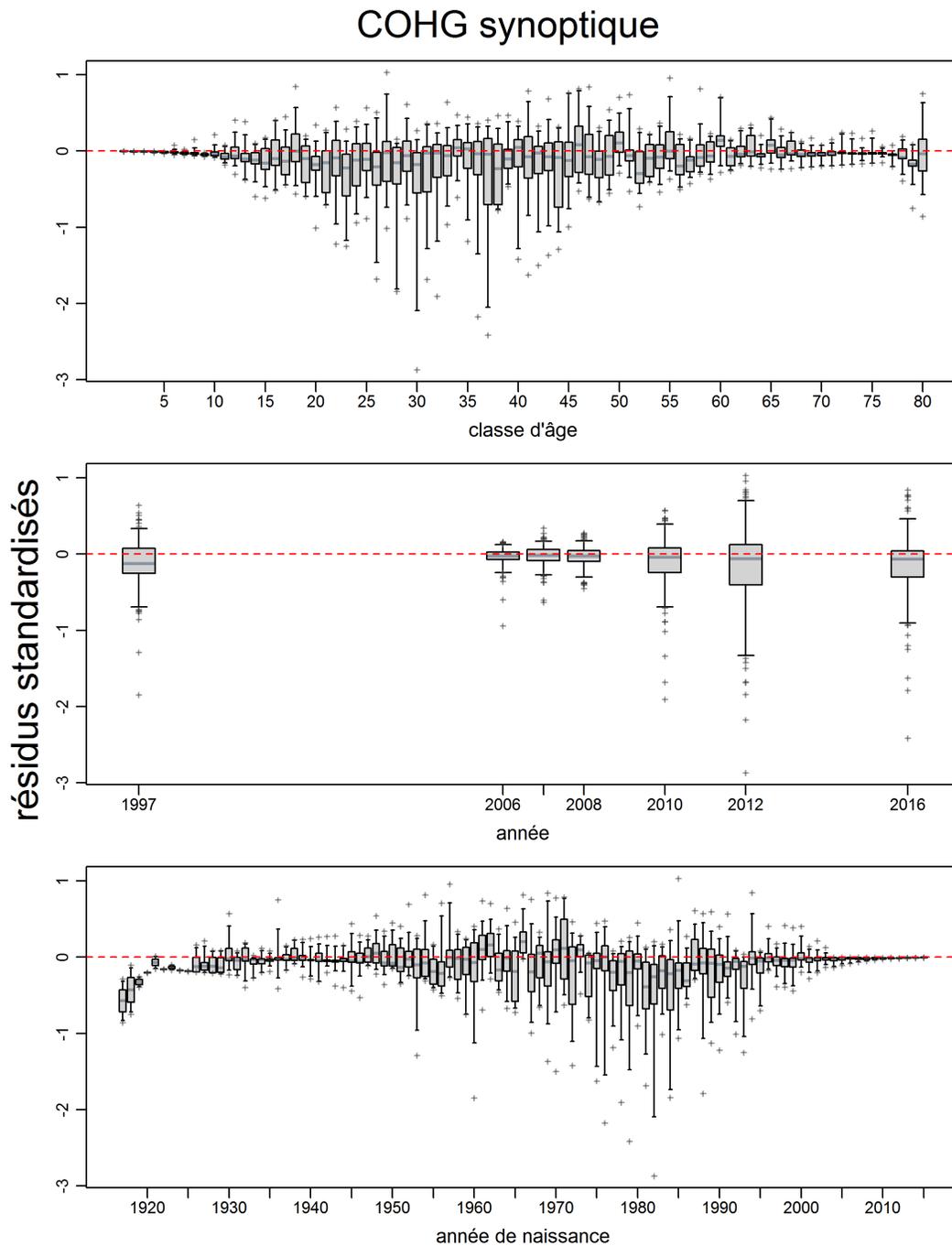


Figure F.10. SOÉTN nord EC.46.01: résidus des ajustements du modèle aux données sur les proportions selon l'âge (valeurs du mode de la distribution a posteriori) de la série du relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii. Les renseignements détaillés sont les mêmes que pour la figure F.6, pour un total de 1 106 résidus.

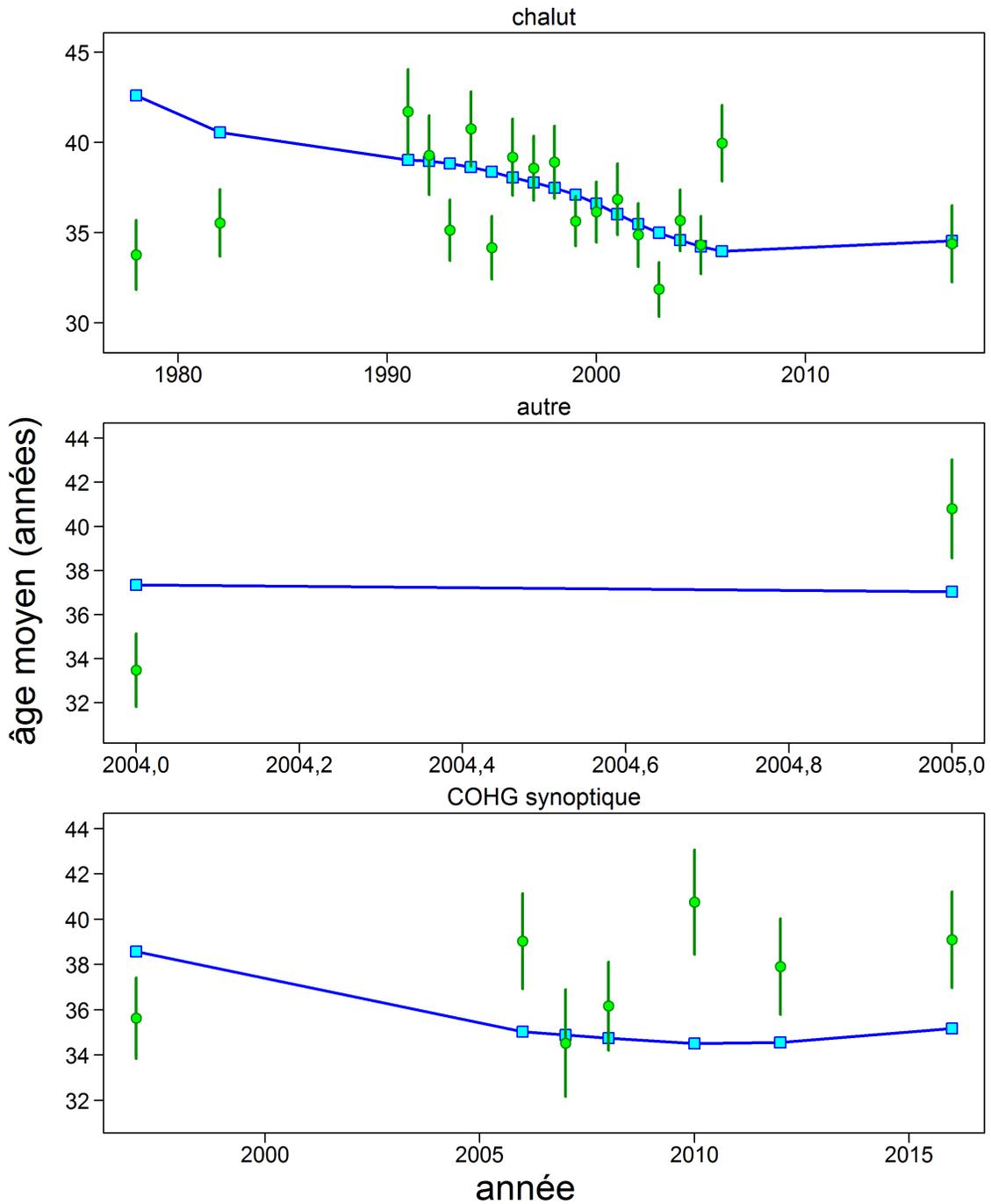


Figure F.11. SOÉTN nord EC.46.01: âges moyens chaque année pour les données (cercles pleins) associés à des intervalles de confiance à 95% et estimations modélisées (carrés ouverts reliés par une ligne) pour les données sur l'âge provenant de la pêche commerciale et des relevés.

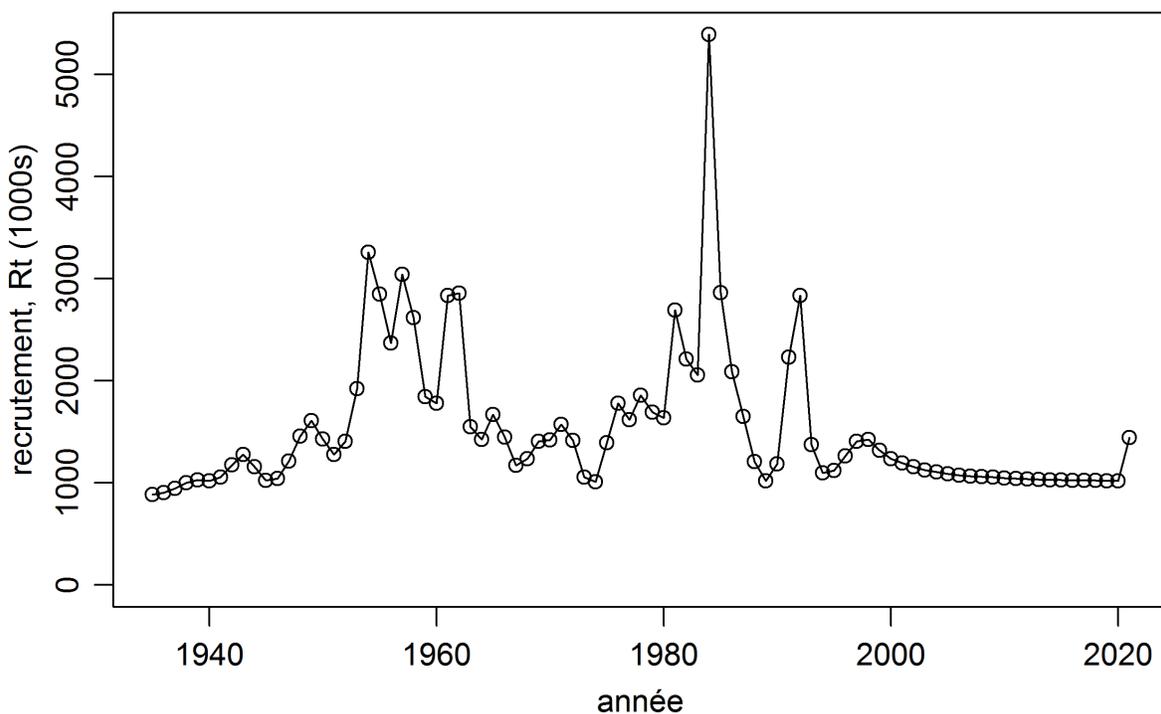
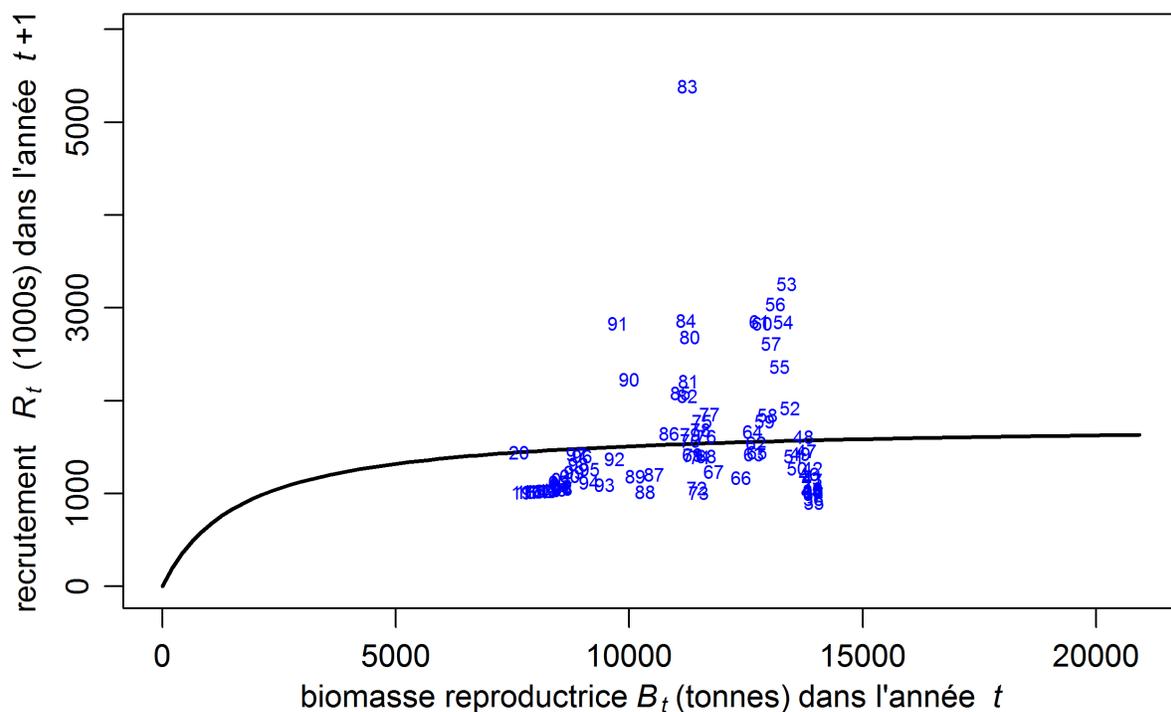


Figure F.12. SOÉTN nord EC.46.01: (en haut) relation déterministe stock-recrue (courbe noire) et valeurs observées (représentées par année de frai) selon les valeurs du mode de la distribution a posteriori; (en bas) recrutement (valeurs du mode de la distribution a posteriori des individus d'âge-1 l'année t) dans le temps, en milliers d'individus d'âge 1, avec une moyenne de 1 528,9.

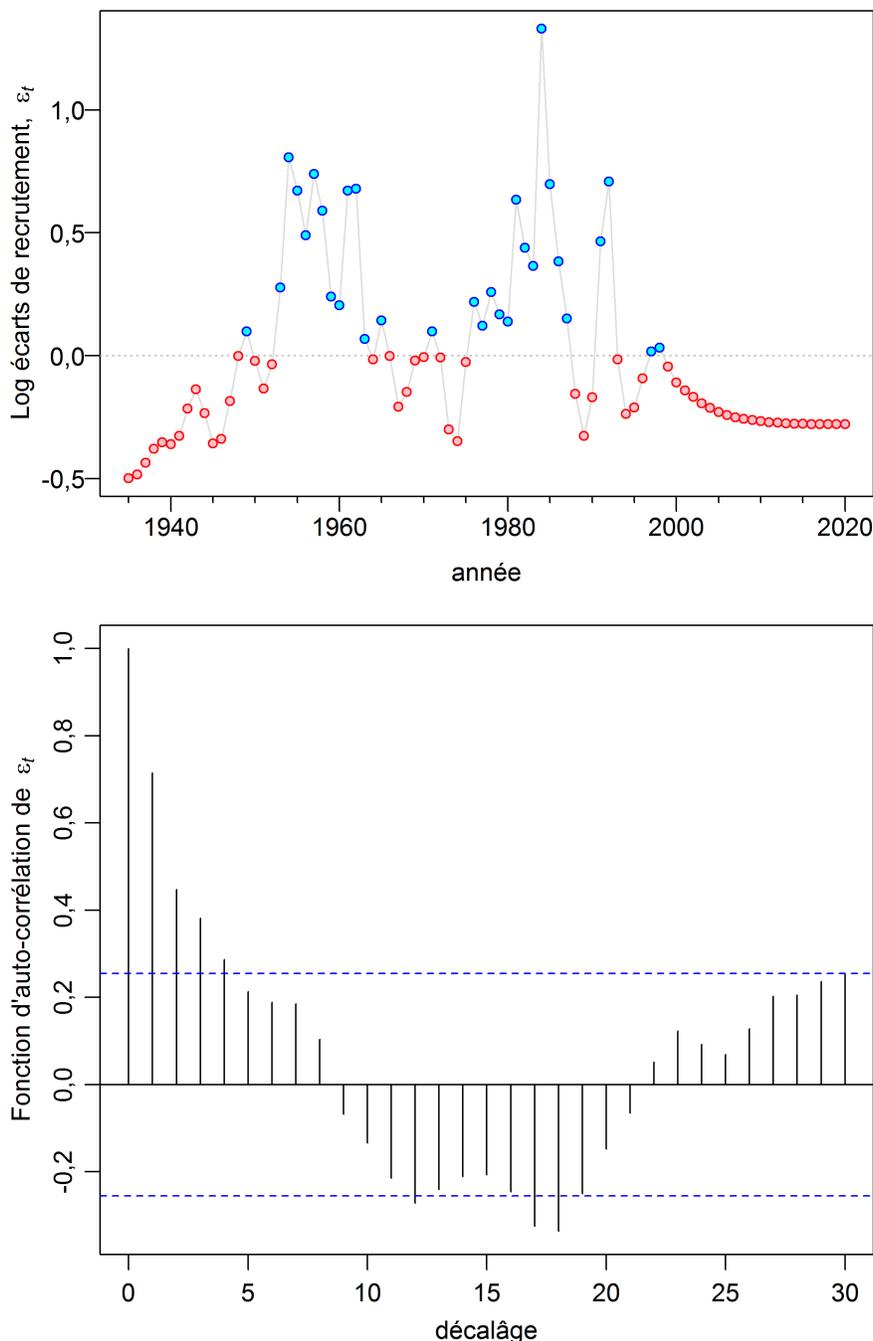


Figure F.13. SOÉTN nord EC.46.01: (en haut) logarithme des écarts du recrutement annuel, ϵ_t , où l'écart multiplicatif corrigé en fonction du biais correspond à $e^{\epsilon_t - \sigma_R^2/2}$ où $\epsilon_t \sim \text{Normal}(0, \sigma_R^2)$; (en bas) fonction d'autocorrélation du logarithme des écarts de recrutement (ϵ_t), pour les années 1935 à 1993. La limite inférieure de cette plage est calculée comme la différence entre la première année où on a recueilli des données sur l'âge dans la pêche commerciale (1978) et la classe d'âge maximale ($A = 80$), à laquelle on a additionné l'âge auquel la sélectivité issue de la pêche commerciale pour les femelles est de 0,5 (soit 27). Si l'année obtenue est antérieure à l'année initiale du modèle (1935), on utilise l'année initiale du modèle. La limite supérieure de la plage correspond à la différence entre l'année finale pour laquelle on a calculé les données sur le recrutement (2020) et l'âge auquel la sélectivité issue de la pêche commerciale pour les femelles était de 0,5 (soit 27 ans).

sélectivité du sébaste à taches noires

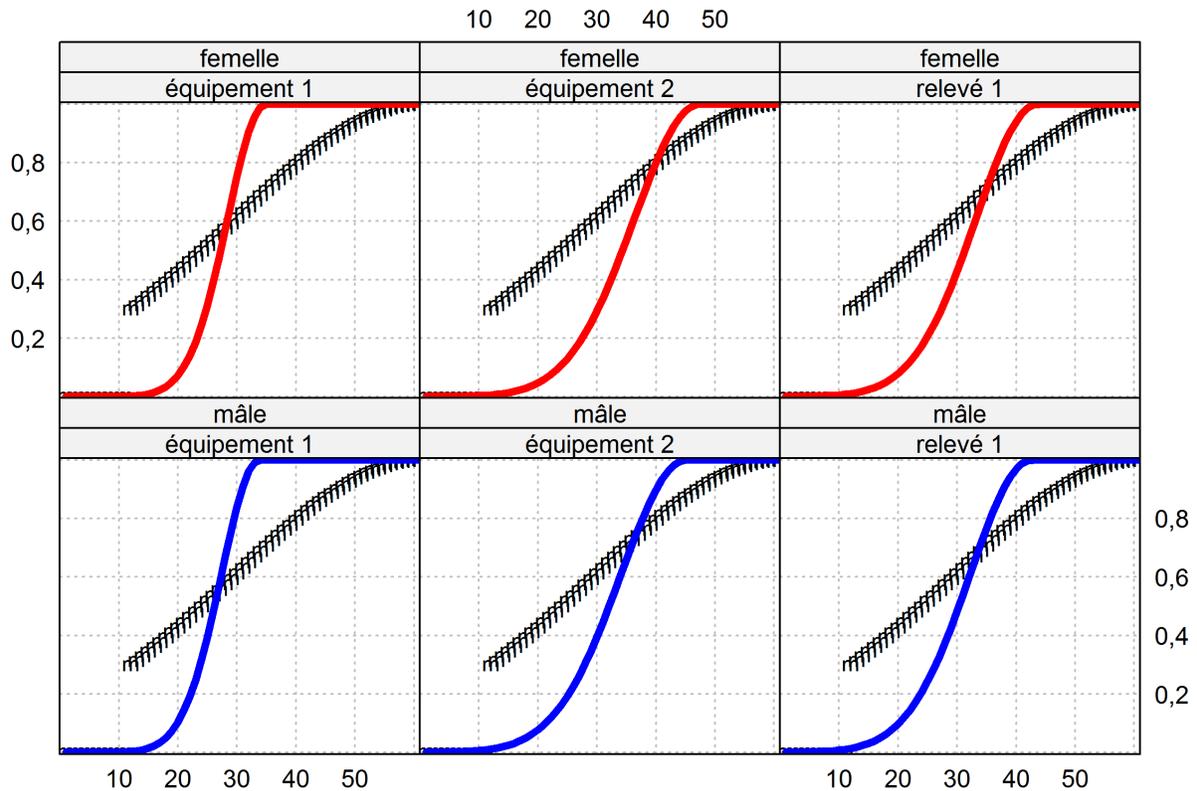


Figure F.14. SOÉTN nord EC.46.01: sélectivité des prises issues de la pêche commerciale (engin 1 : chalut, engin 2 : autre) et des relevés (toutes les valeurs du mode de la distribution a posteriori); l'ogive de maturité concernant les femelles est représentée par 'm'.

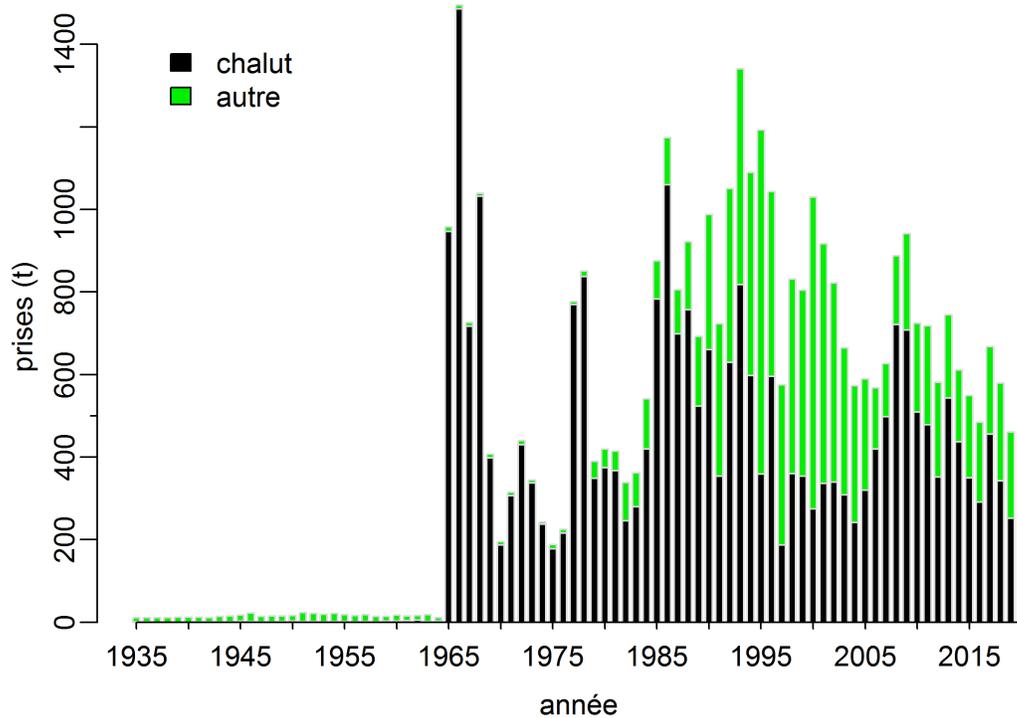
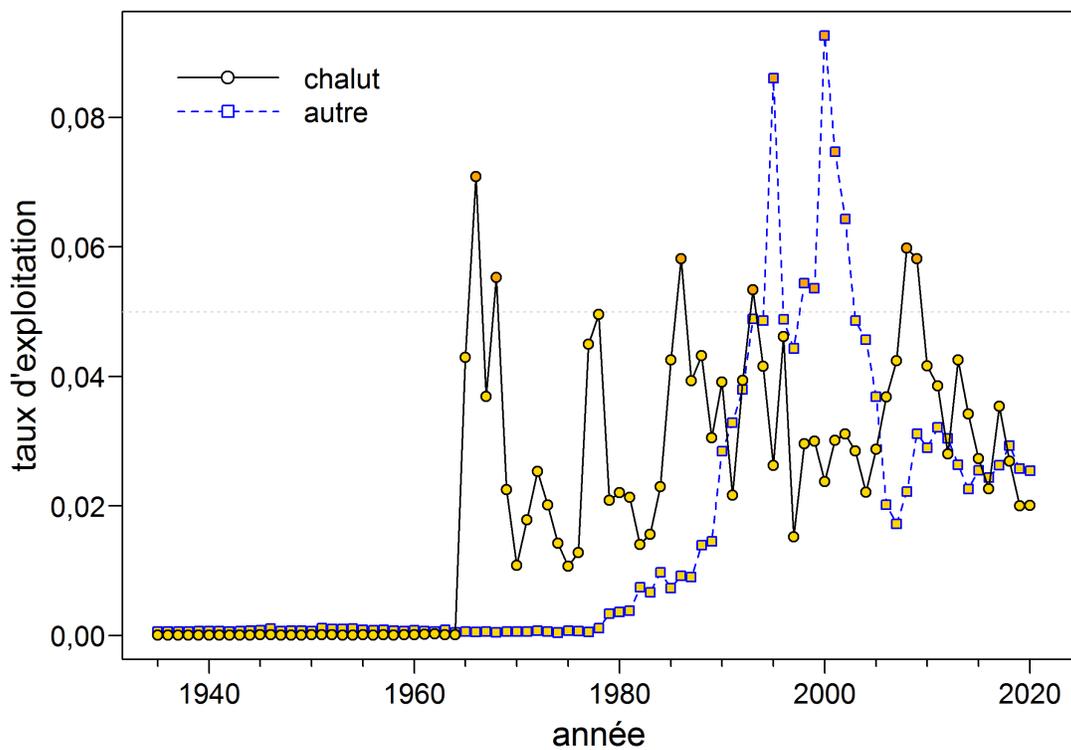


Figure F.15. SOÉTN nord EC.46.01: (graphique du haut) taux de récolte (mode de la distribution a posteriori) dans le temps; (graphique du bas) prises (en tonnes) par type d'engin.

F.2.2. SOÉTN nord – exécution centrale MCCM

Dans le cadre de la méthode MCCM, on a réalisé 6 million itérations et on a échantillonné chaque 5 000^e itération; on a donc obtenu 1 200 échantillons MCCM. On a éliminé les 200 premiers échantillons et on a utilisé les 1 000 échantillons restants dans le cadre de l'analyse MCCM.

Les figures relatives à la méthode MCCM montrent ce qui suit :

- Figure F.16 – traces des 1 000 échantillons pour les principaux paramètres estimés;
- Figure F.17 – tracés diagnostiques à chaînes fractionnées pour les principaux paramètres estimés;
- Figure F.18 – tracés diagnostiques d'autocorrélation pour les principaux paramètres estimés;
- Figure F.19 – comparaison entre les densités marginales *a posteriori* pour les principaux paramètres et leurs fonctions de densité *a priori* respectives.

Les traces de la méthode MCCM ont révélé des propriétés de convergence acceptables (aucune tendance avec un nombre croissant d'échantillons) pour les paramètres estimés (figure F.16). C'est également le cas pour les analyses diagnostiques dans le cadre desquelles on a divisé les échantillons *a posteriori* en trois segments consécutifs égaux (figure F.17) et on a vérifié l'autocorrélation des paramètres à 60 décalages (figure F.18). La plupart des médianes des paramètres ne se sont pas beaucoup éloignées de leur estimation initiale du mode de la distribution *a posteriori* (Figure F.19).

F.2.2.1. Figures – SOÉTn nord EC MCCM

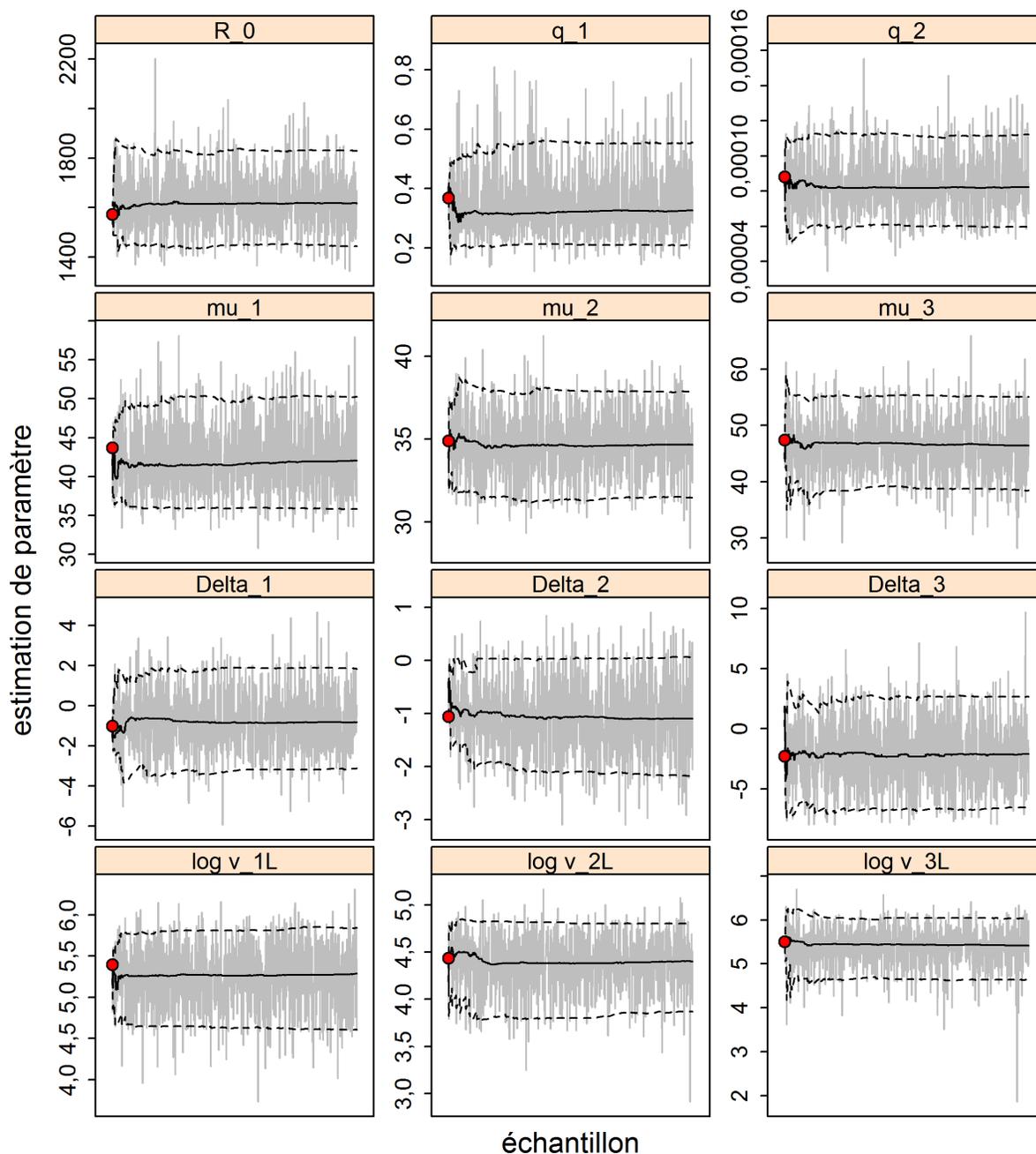


Figure F.16. SOÉTn nord EC.46.01: traces MCMC pour les paramètres estimés. Les lignes grises représentent les 1 000 échantillons pour chaque paramètre, les lignes pleines représentent la médiane cumulative (jusqu'à l'échantillon en question) et les lignes tiretées représentent les quantiles cumulatifs 0,05 et 0,95. Les cercles rouges représentent les estimations du mode de la distribution a posteriori. Pour les paramètres autres que M (s'ils sont estimés), les indices ≤ 1 correspondent aux relevés indépendants de la pêche, et les indices ≥ 2 correspondent à la pêche commerciale. La notation des paramètres est décrite à l'annexe E.

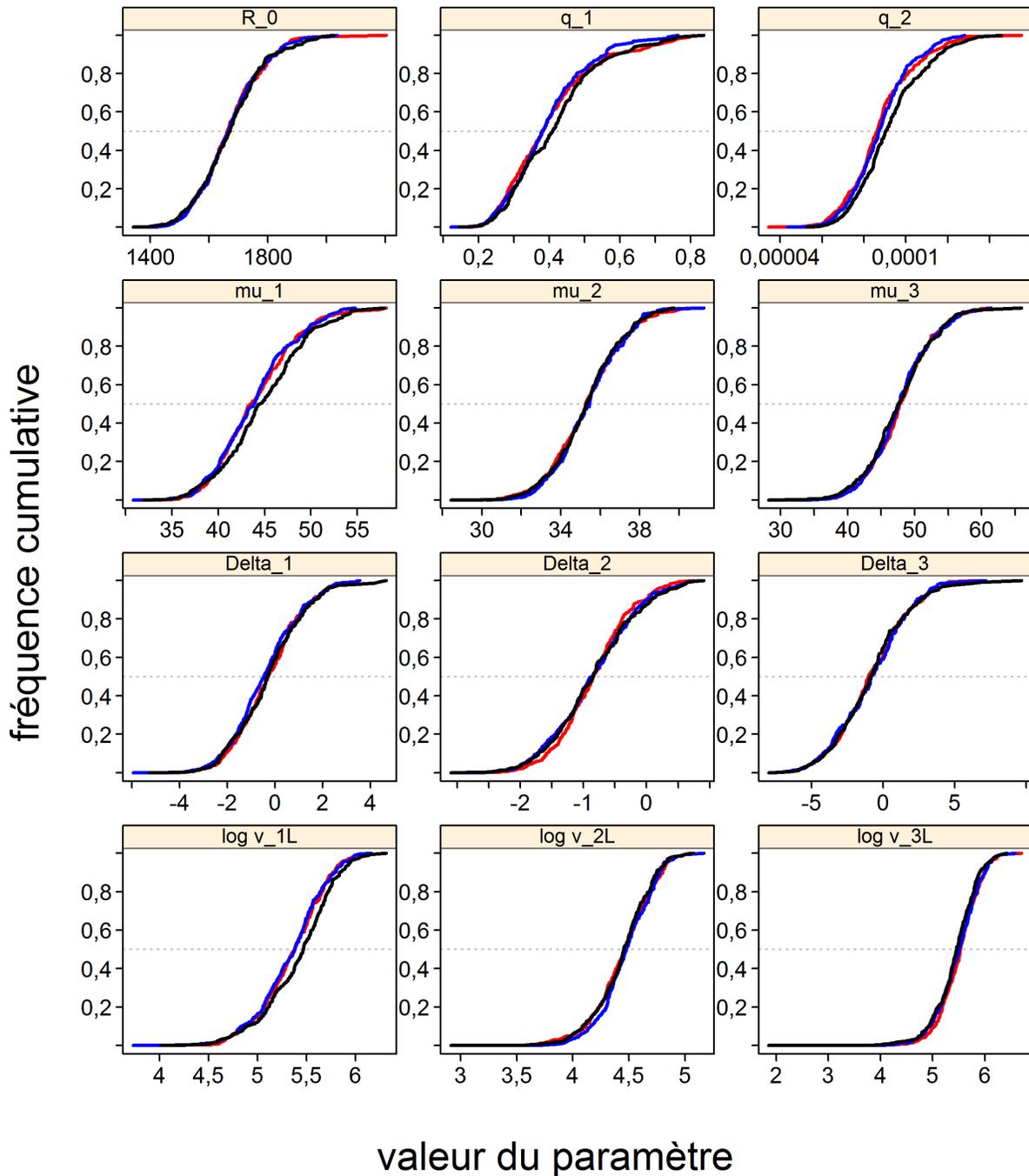


Figure F.17. SOÉTN nord EC.46.01: graphiques de diagnostics obtenus en divisant la chaîne de MCMC formée de 1 000 échantillons selon la méthode de MCMC en trois segments et en superposant les distributions cumulatives du premier segment (en rouge), du deuxième segment (en bleu) et du troisième segment (en noir).

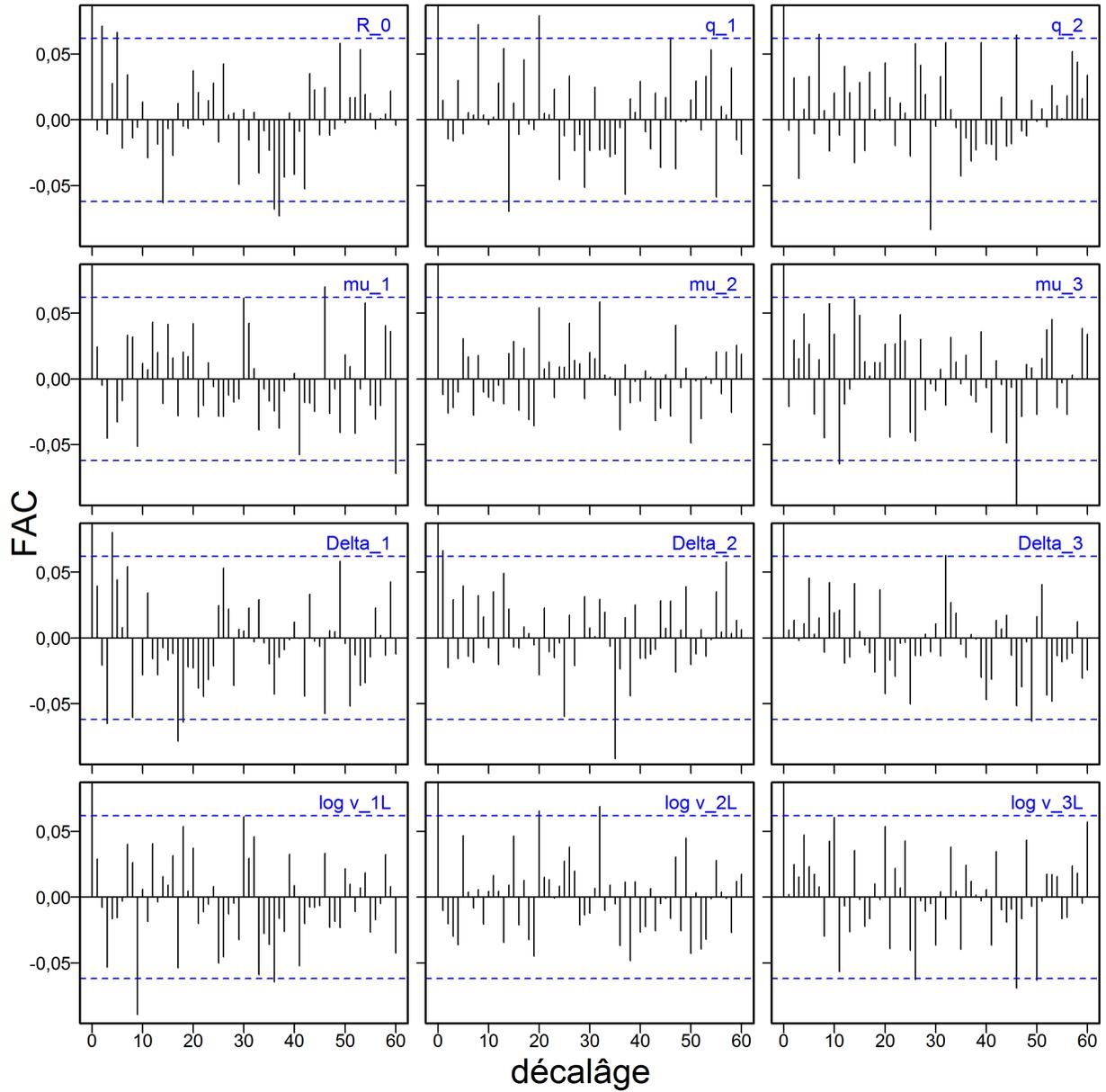


Figure F.18. SOÉTN nord EC.46.01: graphiques d'autocorrélation pour les paramètres estimés provenant des résultats de la méthode de MCCM. Les lignes horizontales, tiretées et bleues délimitent l'intervalle de confiance à 95% pour l'ensemble de corrélations décalées associé à chaque paramètre.

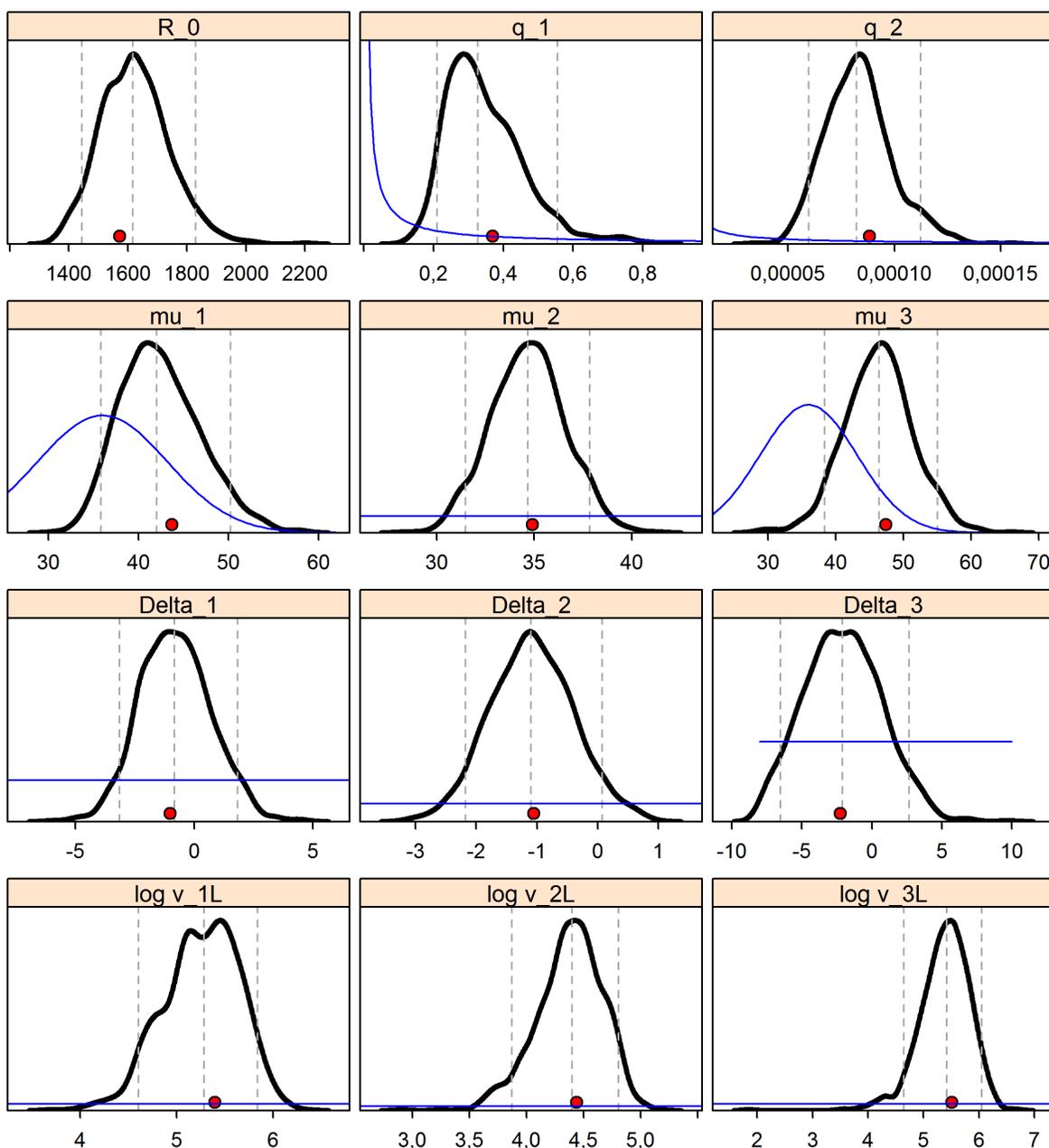


Figure F.19. SOÉT N nord EC.46.01: densités a posteriori marginales (courbes noires épaisses) et fonctions de densité a priori (courbes bleues minces) pour les paramètres estimés. Les lignes verticales représentent les quantiles 0,05, 0,5 et 0,95, et les cercles rouges pleins représentent les estimations du mode de la distribution a posteriori. Pour R_0 , la distribution a priori est uniforme et sa plage s'étend de $[1, 10\,000\,000]$. Les distributions a priori de q_g sont uniformes sur une échelle logarithmique, donc la fonction de densité de la probabilité correspond à $1/(x(b-a))$ sur une échelle linéaire (lorsque a et b représentent les limites sur l'échelle logarithmique).

F.2.3. SOÉTN nord – scénario de référence composite

Le scénario de référence composite a examiné neuf exécutions qui couvraient deux axes d'incertitude (M et CPUE c_p) pour la présente évaluation des stocks :

- **B1** (Exé49) – fixe $M_{1,2} = 0,035$ et CPUE $c_p = 0,1$;
- **B2** (Exé50) – fixe $M_{1,2} = 0,035$ et CPUE $c_p = 0,2759$
- **B3** (Exé51) – fixe $M_{1,2} = 0,035$ et CPUE $c_p = 0,4$
- **B4** (Exé47) – fixe $M_{1,2} = 0,045$ et CPUE $c_p = 0,1$;
- **B5** (Exé46) – fixe $M_{1,2} = 0,045$ et CPUE $c_p = 0,2759$
- **B6** (Exé48) – fixe $M_{1,2} = 0,045$ et CPUE $c_p = 0,4$
- **B7** (Exé52) – fixe $M_{1,2} = 0,055$ et CPUE $c_p = 0,1$;
- **B8** (Exé53) – fixe $M_{1,2} = 0,055$ et CPUE $c_p = 0,2759$
- **B9** (Exé54) – fixe $M_{1,2} = 0,055$ et CPUE $c_p = 0,4$

On a regroupé les 1 000 échantillons selon la méthode de MCCM de chacune des exécutions ci-dessus dont les diagnostics de la méthode de MCCM étaient acceptables pour créer un ensemble a posteriori composite de 9 000 échantillons qui a servi à estimer l'état de la population et à produire un avis à l'intention des gestionnaires. L'estimation de M a produit des ajustements non crédibles compte tenu de la nature non informative des données, les estimations du mode de la distribution a posteriori ayant des valeurs de M supérieures à 0,06. Les exécutions de simulation de la méthode de MCCM qui visaient à estimer M affichaient un comportement instable avec des diagnostics médiocres. Il est à noter que certaines de ces exécutions, notamment B1, B2, B3 et B9, ont démontré des diagnostics selon la méthode de MCCM inacceptables pour les paramètres de sélectivité associés à la pêche commerciale « autre » (autre qu'au chalut). Par conséquent, ces paramètres ont été fixés à leurs valeurs du mode de la distribution a posteriori pendant la réalisation des simulations selon la méthode de MCCM pour ces quatre exécutions.

Les estimations médianes des paramètres du scénario de référence composite figurent dans le tableau F.4, et les quantités dérivées à l'équilibre et relatives au RMD figurent dans le tableau F.5. Les différences entre les exécutions du scénario de référence de composantes sont résumées dans les figures suivantes :

- Figure F.20 – traces de la méthode MCCM de R_0 pour les neuf exécutions du scénario de référence;
- Figure F.21 – trois segments de chaînes MCCM pour R_0 ;
- Figure F.22 – tracés d'autocorrélation pour les données de sortie de la méthode MCCM concernant R_0 ;
- Figure F.23 – diagrammes des quantiles pour les paramètres estimés provenant des neuf exécutions de composantes;
- Figure F.24 – diagrammes des quantiles pour des quantités dérivées sélectionnées provenant des neuf exécutions de composantes.

Dans la présente évaluation, les projections vont jusqu'à 2096, ce qui équivaut à 1,5 génération (75 années), puisqu'on a déterminé que la durée d'une génération est de 50 années (voir l'annexe D). Various model trajectories and final stock status for the composite base case appear in the figures:

- Figure F.25 – estimations de la biomasse féconde B_t (tonnes) à partir des valeurs a posteriori regroupées du modèle entre 1935 et 2096;

- Figure F.26 – estimations de la biomasse vulnérable V_t (en tonnes) tirées d'une combinaison de valeurs *a posteriori* modélisées;
- Figure F.27 – estimations de taux de récolte u_t tirées d'une combinaison de valeurs *a posteriori* modélisées;
- Figure F.28 – estimations des valeurs de recrutement reconstituées (1935 à 2021) et projetées (2021 à 2096) R_t (en milliers d'individus d'âge 1) tirées d'une combinaison de valeurs *a posteriori* modélisées;
- Figure F.29 – diagramme de phase au fil du temps des valeurs médianes de B_t/B_{RMD} et de u_{t-1}/u_{RMD} concernant les points de référence provisoires de l'approche de précaution du MPO;
- Figure F.30 – état du stock de SOÉTN nord au début de 2021.

On pensait que l'incertitude concernant M , CPUE c_p et la largeur de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge étaient les composantes les plus importantes de l'incertitude relative à cette évaluation des stocks. Les deux premières catégories ont été considérées comme les plus importantes et ont formé les deux axes d'incertitude dans le scénario de référence composite. On a étudié la dernière au moyen d'analyses de sensibilité.

Pour chaque exécution connexe, on a généré 1 000 échantillons selon la méthode de MCCM, puis on les a regroupés afin de fournir une moyenne de la trajectoire du stock pour l'état de la population et l'avis à l'intention des gestionnaires. Il était possible d'estimer M , mais les estimations étaient souvent supérieures à $M=0,06$, ce qui semblait déraisonnable compte tenu de l'âge maximal apparent de ce complexe d'espèces. Nous incluons dans la section suivante une analyse de sensibilité qui démontre l'effet de l'estimation de M .

Les neuf exécutions décrites ci-dessus ont convergé sans problème grave lié aux diagnostics de la méthode de MCCM (résultats des diagnostics semblables à ceux décrits pour l'exécution centrale, voir l'annexe F). Les figures F.20 à F.22 montrent les diagnostics associés au paramètre R_0 pour chacune des neuf exécutions, et la figure F.23 illustre la distribution de tous les paramètres estimés. Dans la plupart des cas, les exécutions produisaient des estimations de paramètres avec des distributions très semblables. Les paramètres R_0 et q variaient selon M : R_0 augmentant et q diminuant lorsque M augmentait. Dans chaque M , R_0 a diminué et q a augmenté à mesure que CPUE c_p augmentait. Les paramètres de sélectivité différaient peu entre les trois estimations de M , mais changeaient constamment avec c_p (Figure F.23).

À l'instar des distributions des paramètres, celles pour les quantités dérivées (Figure F.24) variaient selon M et CPUE c_p , principalement parce que B_0 et le rendement maximal durable variaient selon les axes d'incertitude, augmentant lorsque M augmentait, diminuant lorsque CPUE c_p augmentait.

Le scénario de référence composite, comprenant neuf exécutions de simulation MCCM regroupées, a servi à calculer un ensemble d'estimations de paramètres (tableau F.4) et à déterminer les valeurs à l'équilibre ainsi que les valeurs associées au rendement maximal durable (RMD) (tableau F.5). Si l'on présume une stratégie de prises constantes de 600 t/y (et une stratégie de taux de récolte de $u = 0,1/\text{an}$), la trajectoire de la population liée au scénario de référence composite pour la période de 1935 à 2021 et la biomasse projetée jusqu'en 2096 (Figure F.25) indiquent que la médiane de la biomasse du stock restera au-dessus du point de référence supérieur (PRS) pour la 1,5 prochaine génération (75 ans). On prévoit que la limite inférieure de l'enveloppe de probabilité de la stratégie de prises constantes atteint les zones de prudence et critique après environ une demi-génération car les prélèvements cumulatifs sont beaucoup plus importants que ceux effectués dans le cadre d'une stratégie de taux de récolte de

0,1/an. Cependant, la majeure partie de la distribution des projections se situe bien au-dessus de ces zones et les projections à long terme qui supposent qu'il n'y a pas d'intervention active de gestion lorsque l'effectif des stocks est réduit à de faibles niveaux nous semblent peu fiables.

Un diagramme de phase de l'évolution temporelle de la biomasse féconde et du taux de récolte dans les deux pêches modélisées selon les valeurs au RMD (Figure F.29) indique que le stock se trouve bien dans la zone saine, avec une position actuelle à $B_{2021}/B_{RMD} = 2,214$ (1.5, 3.149), $u_{2020(\text{chalut})}/u_{RMD} = 0.06$ (0.023, 0.138), and $u_{2020(\text{autre})}/u_{RMD} = 0.11$ (0.028, 0.321).

Table F.4. SOÉTN nord : quantiles 0,05, 0,5 et 0,95 pour les paramètres du modèle regroupés (définis dans l'Annexe E) d'après de l'estimation MCCM obtenue à partir de neuf exécutions du scénario de référence du modèle.

	5%	50%	95%
R_0	980	1 643	3 521
q_1	0,156	0,280	0,487
q_2	0,0000412	0,0000685	0,000109
μ_1	35,1	41,7	50,4
μ_2	28,8	33,3	37,3
μ_3	38,8	43,3	53,7
Δ_1	-3,44	-0,646	2,24
Δ_2	-2,16	-0,975	0,0997
Δ_3	-5,48	-2,00	2,30
$\log v_{1L}$	4,50	5,28	5,92
$\log v_{2L}$	3,30	4,18	4,75
$\log v_{3L}$	-13,1	5,16	5,96

Table F.5. SOÉTN nord : quantiles 0,05, 0,5 et 0,95 pour les quantités dérivées des simulations MCCM issues de 9 000 échantillons regroupés provenant de neuf distributions MCCM a posteriori. Voici les définitions des valeurs présentées : B_0 – biomasse féconde à l'équilibre non exploitée (femelles matures); V_0 – biomasse féconde à l'équilibre non exploitée (mâles et femelles); B_{2020} – biomasse féconde au début de 2021; V_{2021} – biomasse vulnérable au milieu de 2021; u_{2020} – taux de récolte (ratio entre les prises totales et la biomasse vulnérable) au milieu de 2020; u_{max} – taux de récolte maximal (calculé pour chaque échantillon comme étant le taux de récolte maximal de 1935 à 2019); B_{RMD} – biomasse féconde à l'équilibre et au rendement maximal soutenu (RMD); u_{RMD} – taux de récolte à l'équilibre et au RMD; V_{RMD} – biomasse vulnérable à l'équilibre et au RMD. Toutes les valeurs de la biomasse (et du RMD) sont en tonnes. À titre informatif, la moyenne des prises au cours des cinq dernières années (de 2015 à 2019) était de 548 t.

	5%	50%	95%
B_0	13 058	15 413	20 693
V_0 (chalut)	22 056	27 588	34 360
V_0 (autre)	15 965	19 483	27 661
B_{2021}	5 475	9 153	17 176
V_{2021} (chalut)	9 242	15 963	30 283
V_{2021} (autre)	2 493	8 970	22 357
B_{2021}/B_0	0,405	0,595	0,840
V_{2021}/V_0 (chalut)	0,387	0,590	0,903
V_{2021}/V_0 (autre)	0,153	0,455	0,833
u_{2020} (chalut)	0,00823	0,0157	0,0269
u_{2020} (autre)	0,00939	0,0234	0,0870
u_{max} (chalut)	0,0508	0,0622	0,0780
u_{max} (autre)	0,0479	0,0894	0,173
RMD	474	636	1,115
B_{RMD}	3 519	4 140	5 519
$0.4B_{2021}$	1 408	1 656	2 208
$0.8B_{2021}$	2 815	3 312	4 415
B_{2021}/B_{RMD}	1,50	2,21	3,15
B_{RMD}/B_0	0,260	0,269	0,276
V_{RMD}	1 577	2 675	4 150
V_{RMD}/V_0 (chalut)	0,0558	0,101	0,153
V_{RMD}/V_0 (autre)	0,0926	0,130	0,178
u_{RMD}	0,164	0,268	0,400
u_{2020}/u_{RMD} (chalut)	0,0234	0,0602	0,138
u_{2020}/u_{RMD} (autre)	0,0281	0,110	0,321

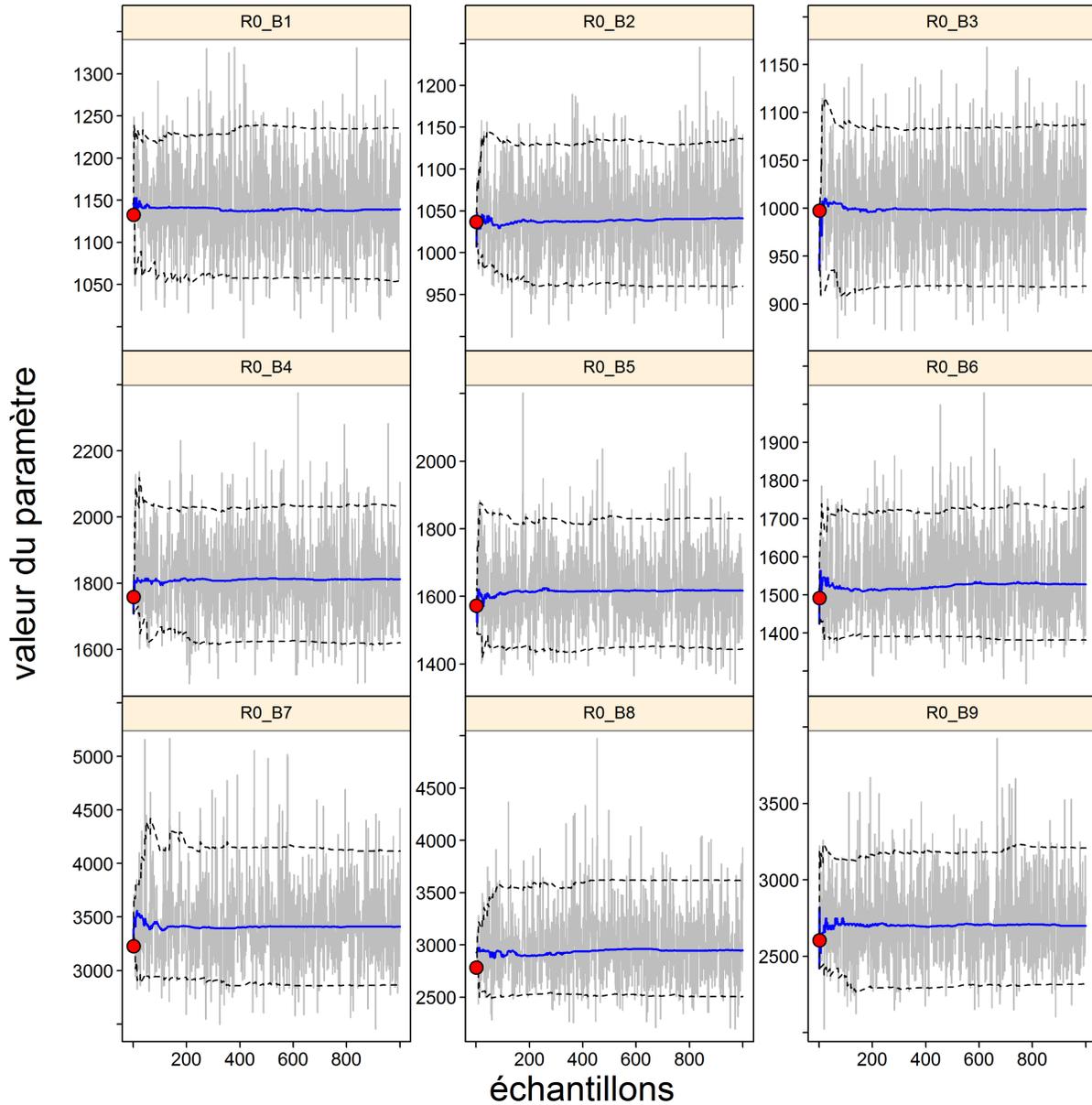


Figure F.20. SOÉTN nord scénario de référence composite : traces de la méthode de MCMC de R_0 pour les neuf exécutions possibles. Les lignes grises indiquent les 1 000 échantillons pour chaque paramètre R_0 , les lignes pleines indiquent la médiane cumulative (jusqu'à cet échantillon) et les lignes tiretées indiquent les quantiles cumulatifs 0,05 et 0,95. Les cercles rouges sont les estimations du mode de la distribution a posteriori.

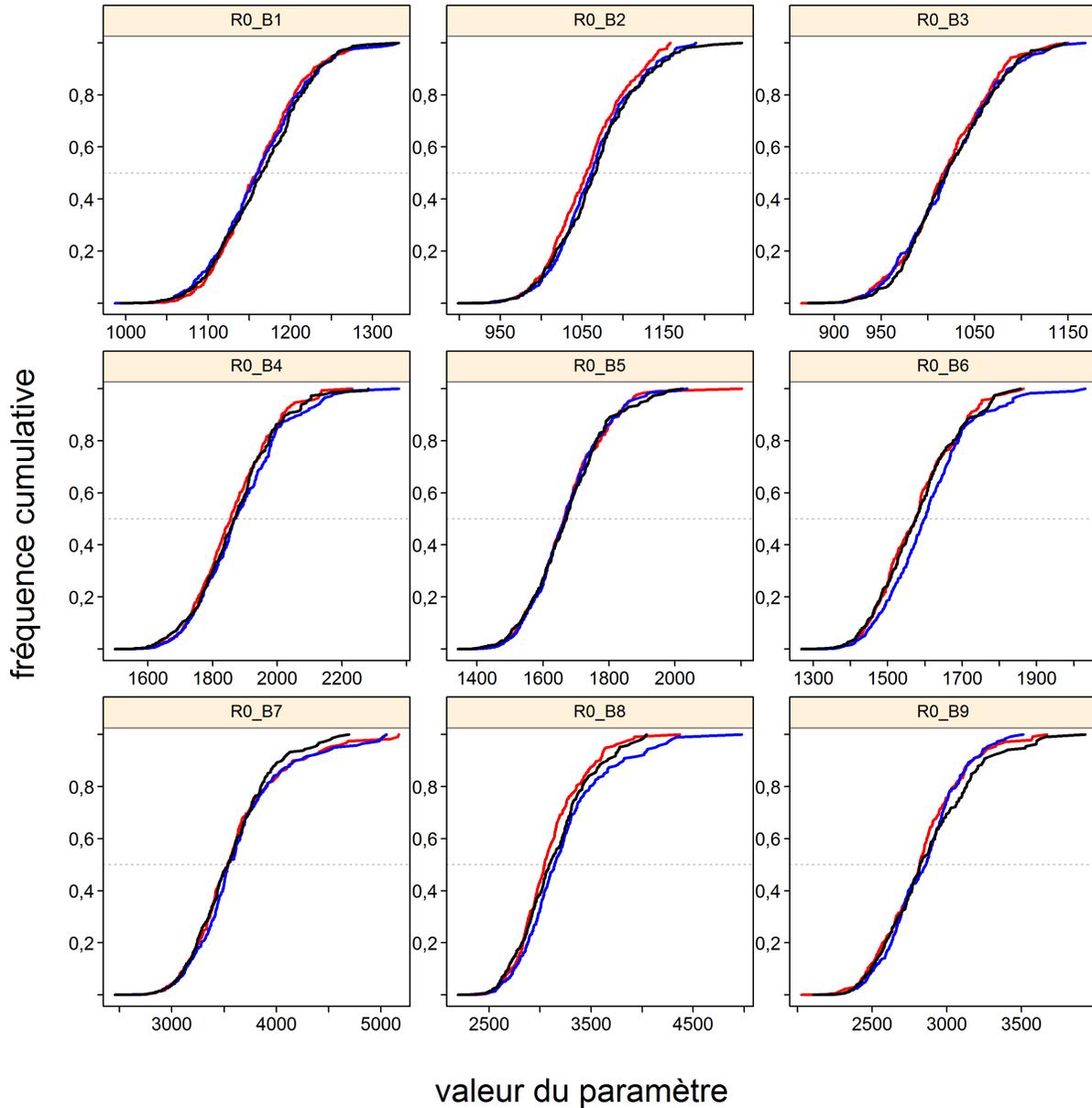


Figure F.21. SOÉTN nord scénario de référence composite : tracés diagnostiques obtenus en divisant les chaînes MCMC de R_0 formées de 1 000 échantillons divisés en trois segments, et en surreprésentant les distributions cumulatives du premier segment (rouge), du deuxième segment (bleu) et du troisième segment (noir).

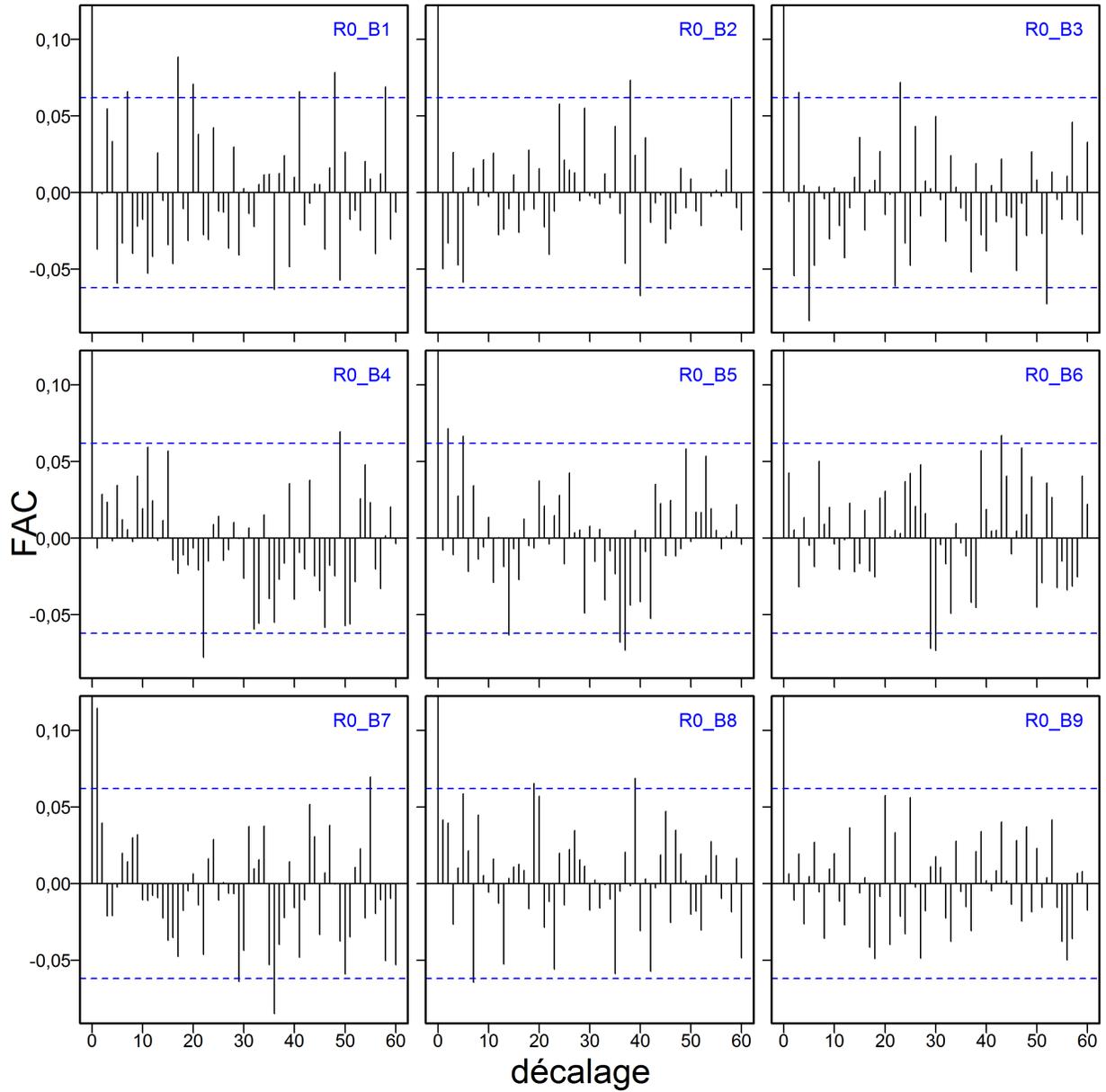


Figure F.22. SOÉTN nord scénario de référence composite : graphiques d'autocorrélation pour les paramètres R_0 à partir des résultats de la méthode de MCCM. Les lignes bleues horizontales tiretées délimitent l'intervalle de confiance à 95% pour l'ensemble de corrélations décalées de chaque paramètre.

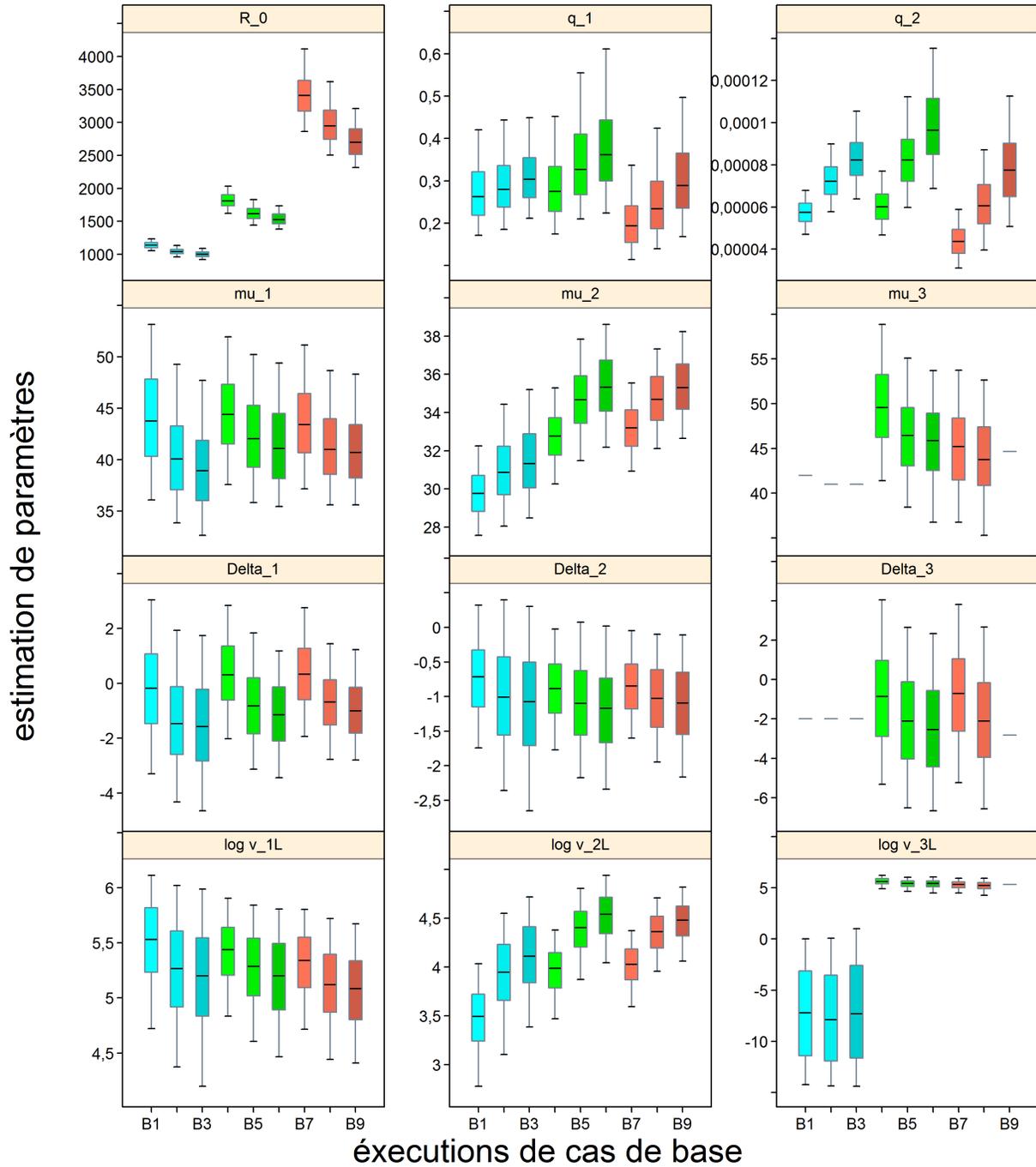


Figure F.23. SOÉTN nord scénario de référence composite : diagrammes de quantiles sur les estimations des paramètres issus de neuf exécutions du scénario de référence; les boîtes bleues indiquent que $M=0,035$, les boîtes vertes indiquent que $M=0,045$ et les boîtes rouges indiquent que $M=0,055$. Les diagrammes de quartile délimitent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95. Les lignes horizontales sans variation indiquent des paramètres qui ont été fixés à la valeur du mode de la distribution a posteriori pour la simulation de la méthode de MCCM.

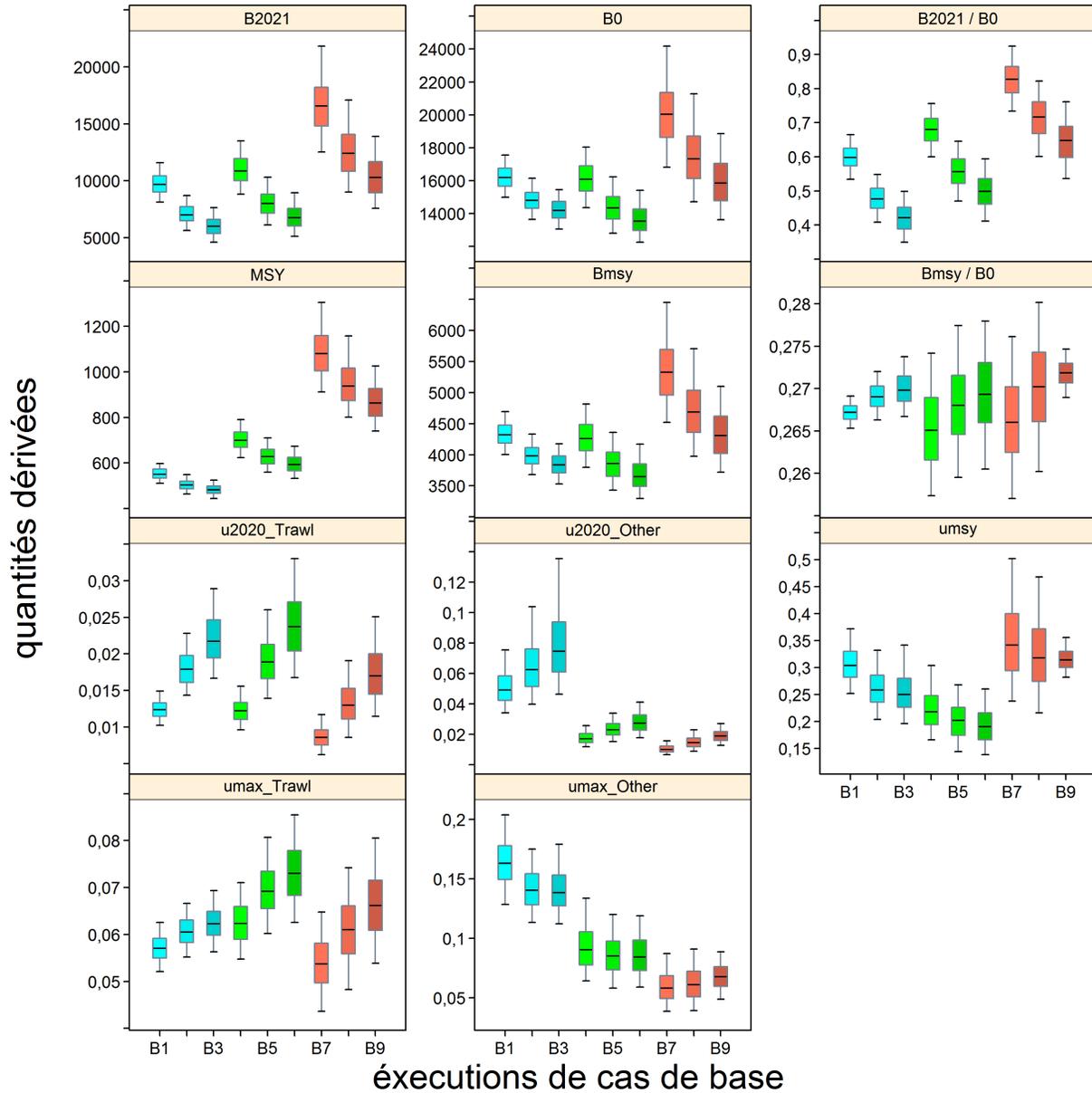


Figure F.24. SOÉTN nord scénario de référence composite : diagrammes quantiles de certaines quantités dérivées (B_{2021} , B_0 , B_{2021}/B_0 , MSY , B_{RMD} , B_{RMD}/B_0 , u_{2020} , u_{RMD} , u_{max}) à partir de neuf exécutions du scénario de référence, où les boîtes bleues indiquent $M=0,035$, les boîtes vertes indiquent $M=0,045$ et les boîtes rouges indiquent $M=0,055$. Les diagrammes en boîtes délimitent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95.

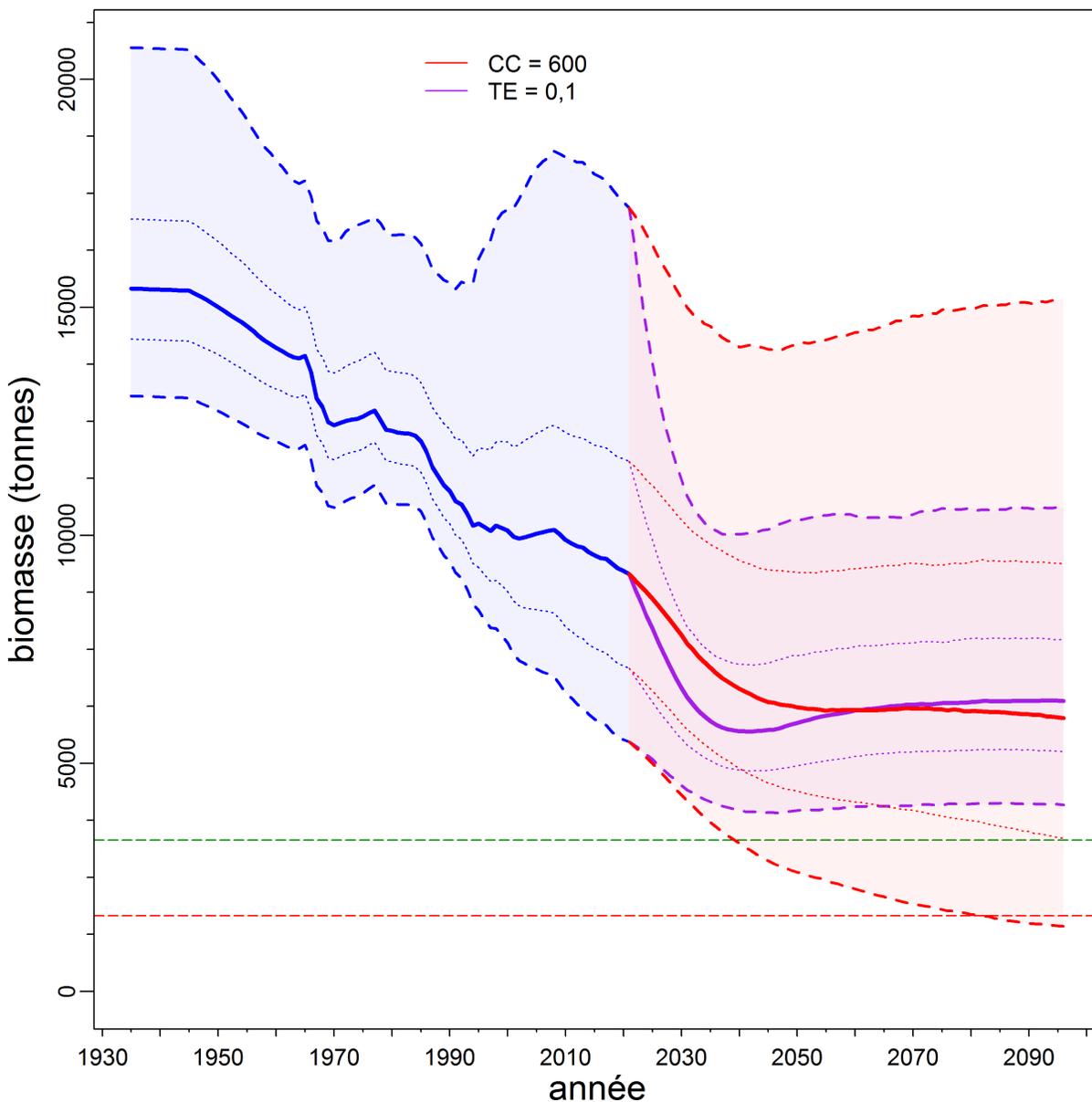


Figure F.25. SOÉTN nord scénario de référence composite : estimations de la biomasse féconde B_t (tonnes) à partir des valeurs a posteriori regroupées du modèle. La trajectoire de la médiane de la biomasse est représentée par une ligne pleine entourée de son intervalle de crédibilité à 90% (quantiles : 0,05-0,95) en bleu pâle et délimitée par des lignes tiretées pour les années $t=1935:2021$; la biomasse projetée apparaît en rouge pâle pour les années $t=2022:2096$. L'intervalle de crédibilité à 50% (quantiles : 0,25-0,75) est également délimité par des lignes pointillées. Les lignes horizontales tiretées montrent la médiane du PRL et du PRS.

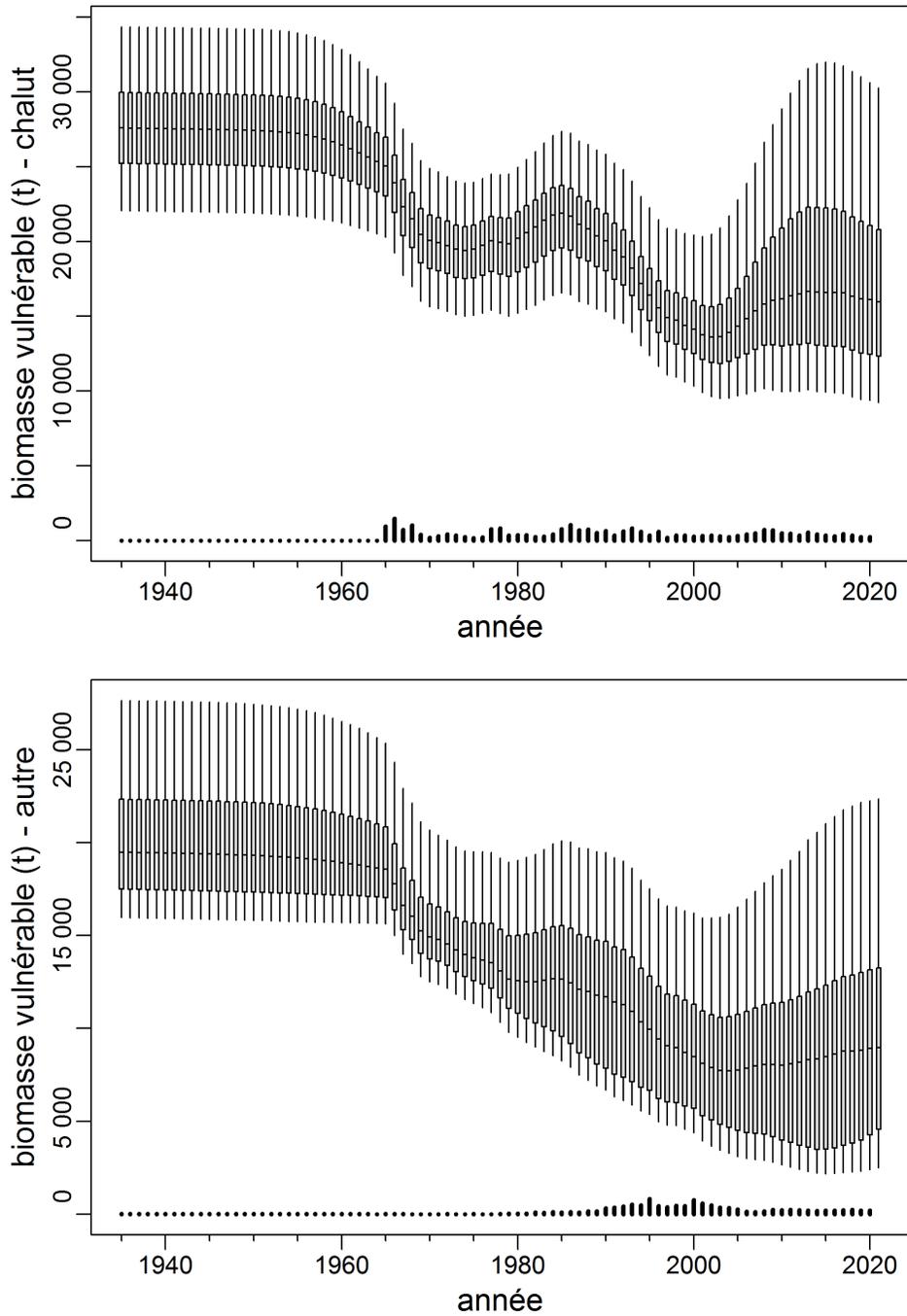


Figure F.26. SOÉTN nord scénario de référence composite : estimation de la trajectoire de la biomasse vulnérable pour les deux pêches (diagrammes en boîtes) et historique des prises commerciales (barres verticales), en tonnes. Les diagrammes en boîtes montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des résultats de la méthode de MCCM.

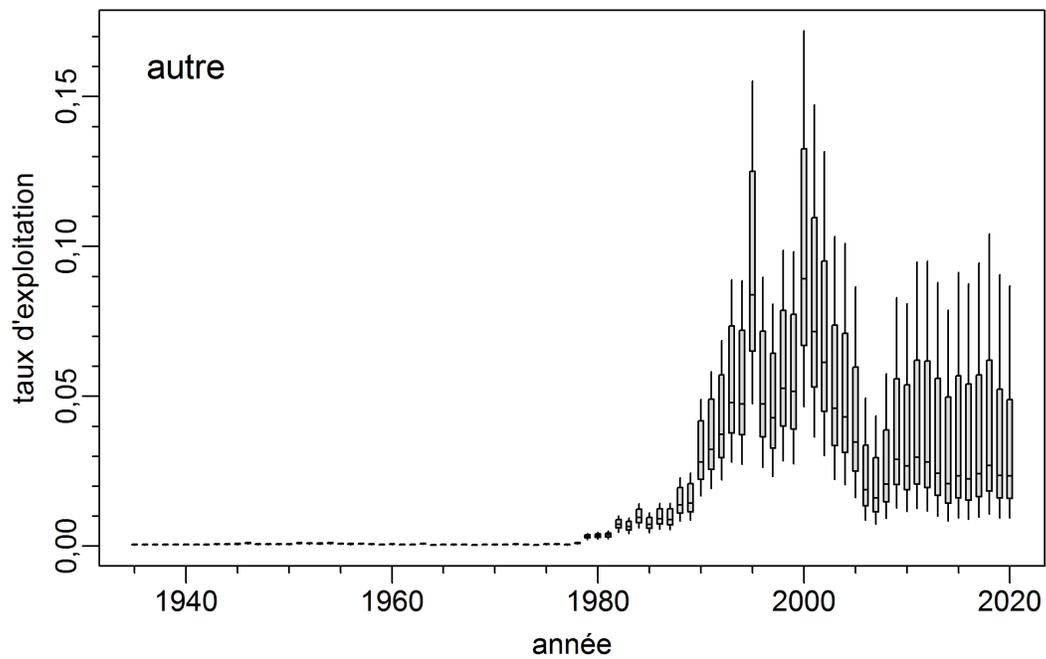
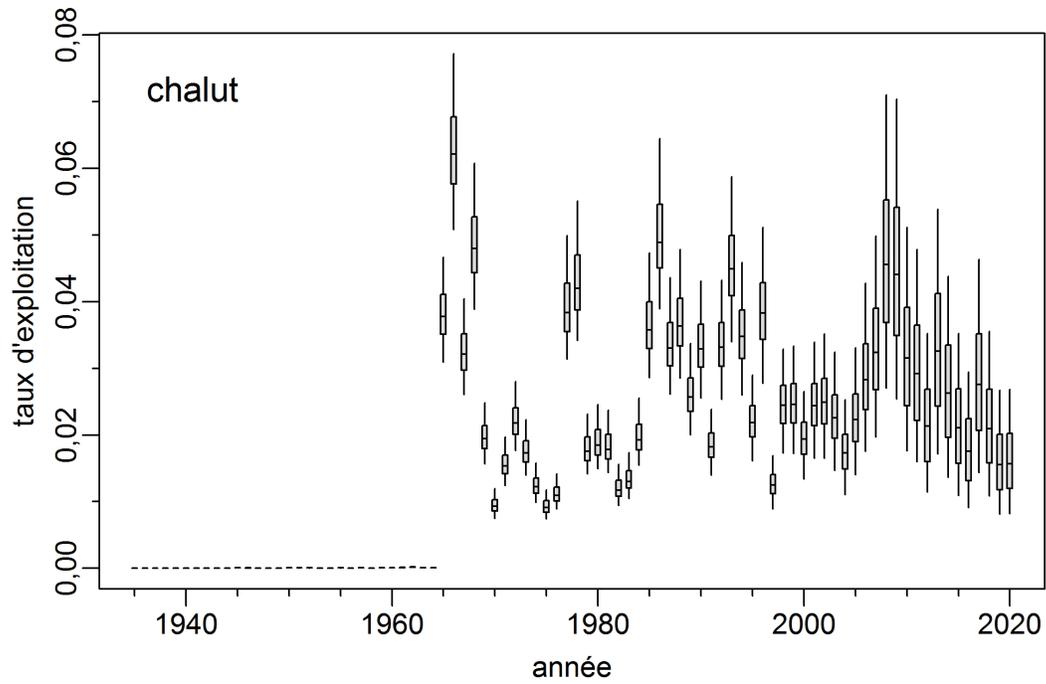


Figure F.27. SOÉTN nord scénario de référence composite : distribution a posteriori marginale de la trajectoire du taux de récolte pour les deux pêches. Les diagrammes en boîtes montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des résultats de la méthode de MCMC.

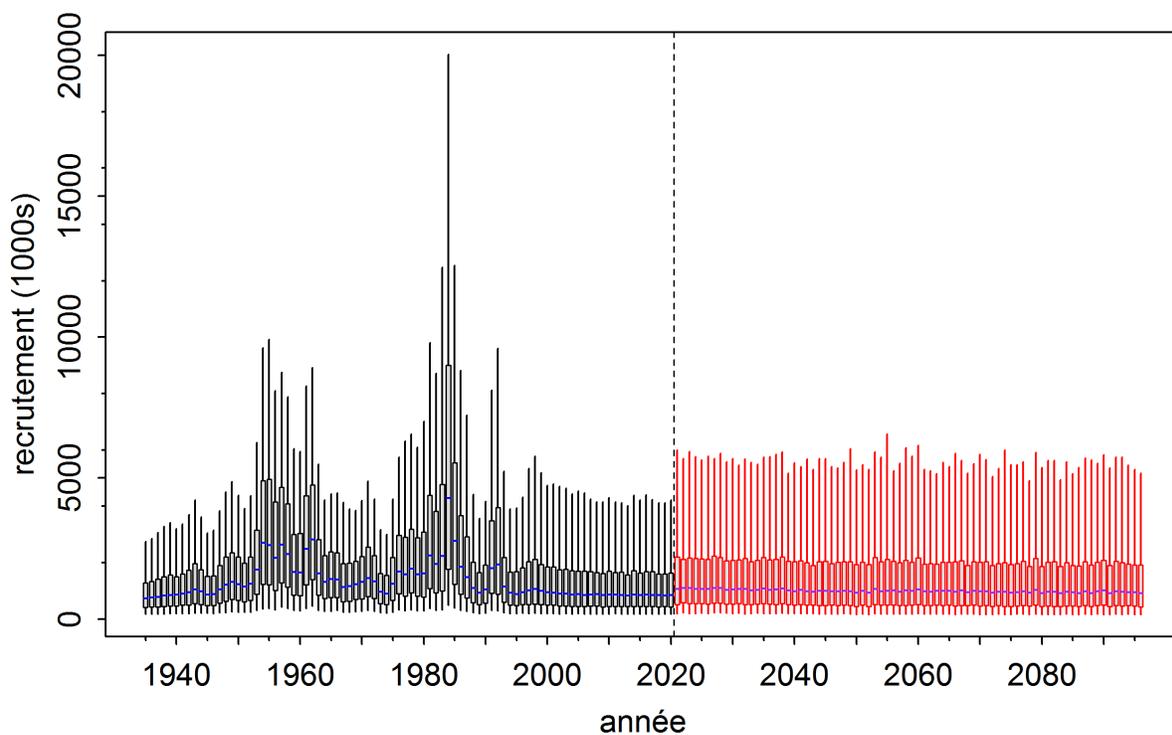


Figure F.28. SOÉTN nord scénario de référence composite : distribution a posteriori marginale de la trajectoire du recrutement (reconstituée : 1935 à 2021, projetée : 2022 à 2096) en milliers de poissons d'âge 1.

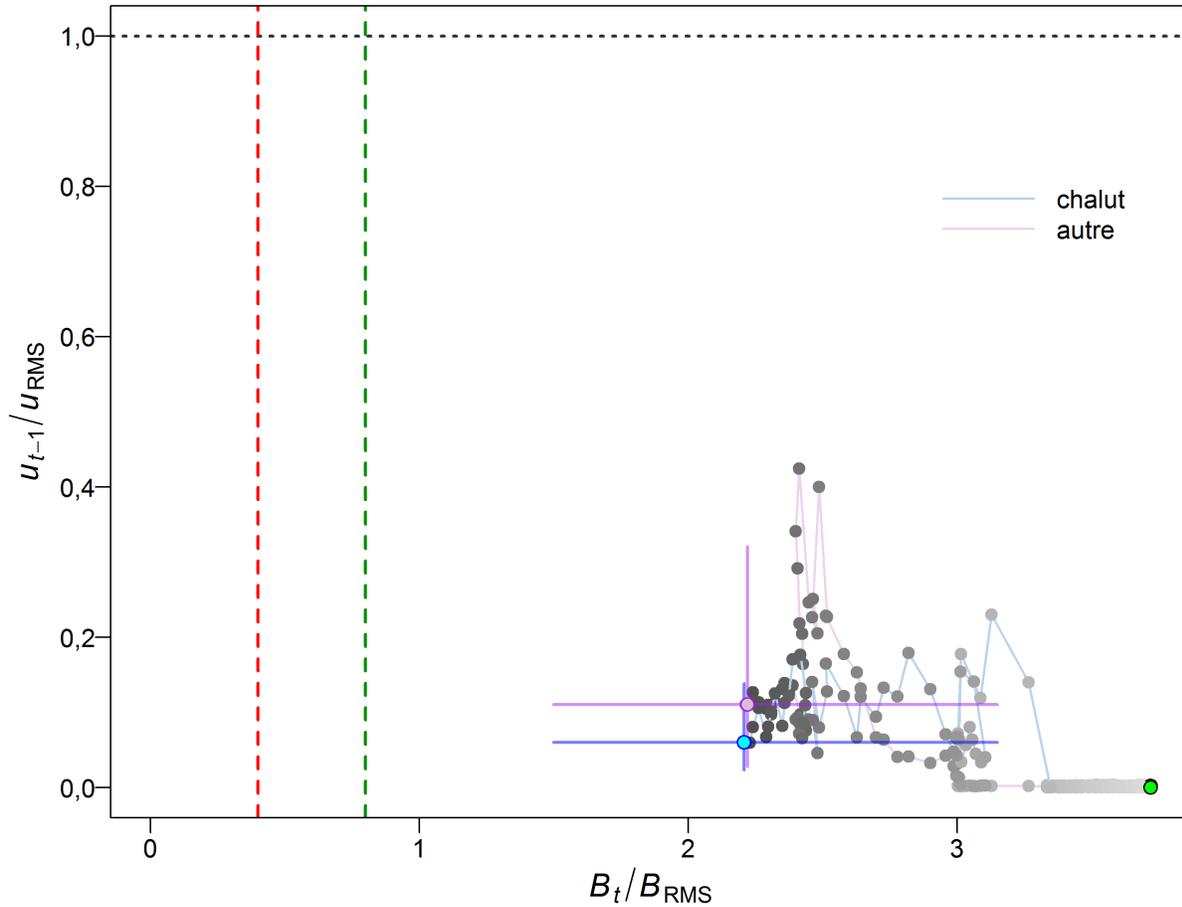


Figure F.29. SOÉTN nord scénario de référence composite : diagramme de phase dans le temps des médianes des rapports B_t/B_{RMD} (biomasse féconde de l'année t par rapport à B_{RMD}) et u_{t-1}/u_{RMD} (le taux de récolte de l'année $t - 1$ par rapport à u_{RMD}) pour les deux pêches (chalut/autre). Le cercle plein vert représente la première année de la série chronologique (1936). Les années passent ensuite d'une ligne à l'autre, des couleurs pâles aux couleurs foncées et la dernière année (2021) est représentée par un cercle plein cyan ou violet; les lignes bleues/violettes transversales représentent les quantiles 0,05 et 0,95 des distributions a posteriori pour la dernière année. Les lignes verticales rouges et vertes tirées indiquent les points de référence limite et supérieur provisoires selon l'approche de précaution (0,4, 0,8 B_{RMD}), et la ligne horizontale grise pointillée indique u au RMD.

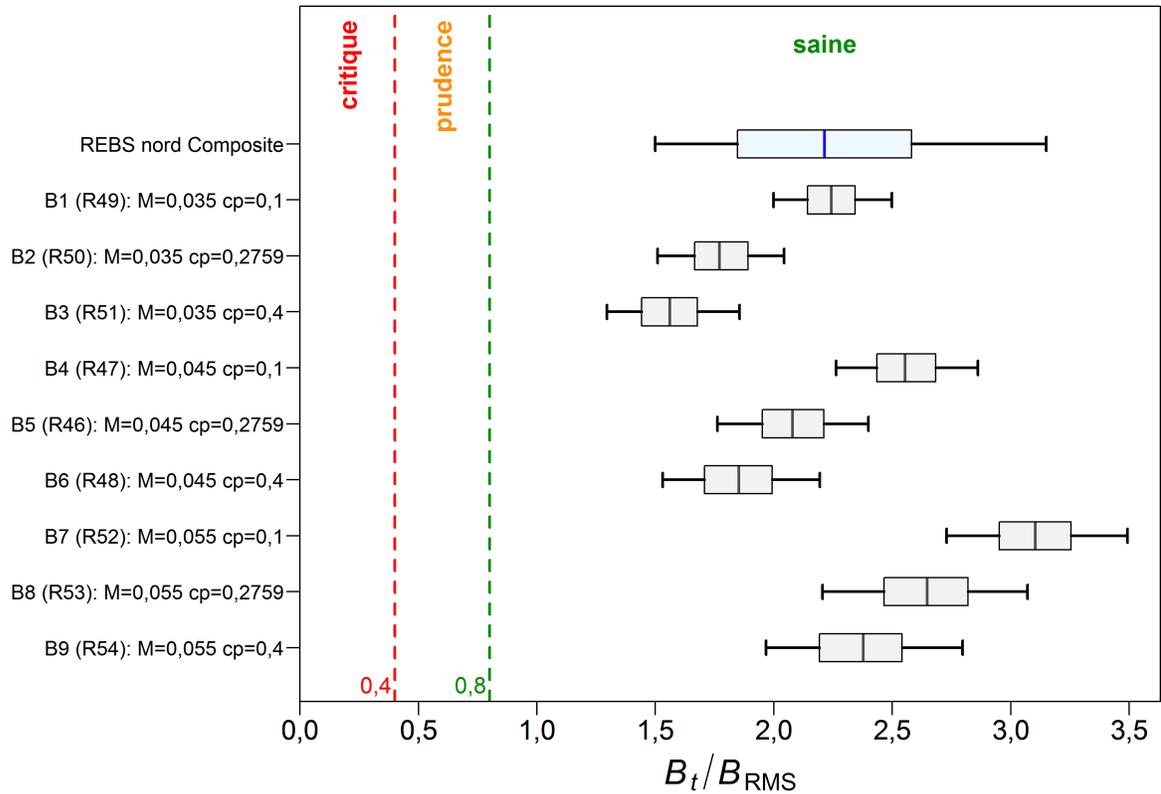


Figure F.30. SOÉTN nord scénario de référence composite : état du stock au début de 2021 par rapport aux points de référence provisoires selon l'approche de précaution de $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$ pour un scénario de référence comprenant neuf exécutions du modèle. Le diagramme des quantiles du haut montre la distribution composite et celui du bas les neuf exécutions contributrices. Les diagrammes de quantiles montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCCM.

F.2.4. SOÉTN nord – tableaux de décision

F.2.4.1. UGPF – Lignes directrices pour l'établissement de TAC

Les tableaux de décision pour le scénario de référence composite fournissent des avis à l'intention des gestionnaires sous forme de probabilités que la biomasse actuelle et la biomasse projetée B_t ($t = 2021, \dots, 2031$) dépassent les points de référence fondés sur la biomasse (ou que le taux de récolte projeté u_t devienne inférieur aux points de référence connexes) selon des limites de prises et de taux de récolte constants. Plus précisément :

- Tables F.6 & F.7 – probabilité que B_t dépasse le PRL, soit $P(B_t > 0,4B_{RMD})$, selon des limites de prises et de taux de récolte constants;
- Tables F.8 & F.9 – probabilité que B_t dépasse le PRS, soit $P(B_t > 0,8B_{RMD})$, selon des limites de prises et de taux de récolte constants;
- Tables F.10 & F.11 – probabilité que B_t dépasse la biomasse au RMD, soit $P(B_t > B_{RMD})$, selon des limites de prises et de taux de récolte constants;
- Tables F.12 & F.13 – probabilité que u_t devienne inférieur au taux de récolte au RMD, soit $P(u_t < u_{RMD})$, selon des limites de prises et de taux de récolte constants;
- Tables F.14 & F.15 – probabilité que B_t dépasse la biomasse de l'année actuelle, soit $P(B_t > B_{2021})$, selon des limites de prises et de taux de récolte constants;
- Tables F.16 & F.17 – probabilité que u_t devienne inférieur au taux de récolte de l'année actuelle, soit $P(u_t < u_{2020})$, selon des limites de prises et de taux de récolte constants;
- Tables F.18 & F.19 – probabilité que B_t dépasse une limite non critique qui n'a pas été établie par le MPO, soit $P(B_t > 0,2B_0)$, selon des limites de prises et de taux de récolte constants;
- Tables F.20 & F.21 – probabilité que B_t dépasse une biomasse cible non établie par le MPO, soit $P(B_t > 0,4B_0)$, selon des limites de prises et de taux de récolte constants.

Les points de référence fondés sur le RMD estimés au moyen d'un modèle d'évaluation du stock peuvent être très sensibles aux hypothèses du modèle concernant la mortalité naturelle et les dynamiques de recrutement du stock (Forrest et coll. 2018). Ainsi, d'autres pays utilisent des points de référence qui sont exprimés en fonction de B_0 plutôt que de B_{RMD} (p. ex., N.Z. Min. Fish. 2011), car B_{RMD} est fréquemment mal estimé puisqu'il dépend de paramètres estimés et d'activités de pêche constantes (mais certains de ces problèmes s'appliquent aussi à B_0). Par conséquent, les points de référence $0,2B_0$ et $0,4B_0$ sont également présentés ci-dessous. Il s'agit des valeurs par défaut utilisées en Nouvelle-Zélande respectivement comme une « limite non critique » en deçà de laquelle il faut prendre des mesures de gestion, et comme une biomasse « cible » pour les stocks peu productifs, c'est-à-dire une moyenne près de laquelle on s'attend à voir varier la biomasse. La limite non critique correspond au point de référence supérieur (PRS, $0,8B_{RMD}$) établi dans la version provisoire du Cadre pour la pêche durable du MPO; aucune biomasse cible n'est précisée dans ce cadre. En outre, on a présenté les résultats en comparant la biomasse projetée à B_{RMD} et à la biomasse féconde actuelle, soit B_{2021} , et en comparant le taux de récolte projeté au taux de récolte actuel, soit u_{2020} .

Table F.6. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite $0,4B_{RMD}$ dans les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies **prise constante** (en tonnes). Les valeurs correspondent à $P(B_t > 0,4B_{RMD})$, c'est-à-dire la probabilité que la biomasse féconde (femelles matures) au début de l'année t dépasse le PRL. Les probabilités représentent la proportion (jusqu'à deux décimales) des 3 000 échantillons de MCMC pour lesquels $B_t > 0,4B_{RMD}$. À titre de référence, la moyenne des prises au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
600	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
700	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
800	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
900	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1000	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	>0,99
1100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99
1200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99

Table F.7. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite $0,4B_{RMD}$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. Les valeurs sont $P(B_t > 0,4B_{RMD})$, c.-à-d. la probabilité que la biomasse féconde (femelles matures) au début de l'année t soit supérieure au point de référence limite. Les probabilités sont la proportion (à deux décimales près) des 9 000 échantillons selon la méthode de MCCM pour laquelle $B_t > 0,4B_{RMD}$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Table F.8. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock $0,8B_{RMD}$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **prise constante** (en tonnes), de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,8B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	>0,99
500	1	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
600	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
700	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99
800	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98
900	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,97	0,96
1000	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,97	0,95	0,93
1100	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,95	0,92	0,88
1200	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,95	0,92	0,88	0,82

Table F.9. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite $0,8B_{RMD}$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. Les valeurs sont $P(B_t > 0,8B_{RMD})$, c.-à-d. la probabilité que la biomasse féconde (femelles matures) au début de l'année t soit supérieure au point de référence limite. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Table F.10. SOÉTN nord : table de décision pour le point de référence B_{RMD} pour des projections de 1 à 10 ans-projections d'années pour une fourchette de stratégies de **prise constante** (en tonnes), telles que les valeurs sont $P(B_t > B_{RMD})$. À titre de référence, la moyenne des prises au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
400	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
500	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
600	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98
700	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98	0,97	0,96
800	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98	0,96	0,94	0,92
900	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,96	0,93	0,91	0,88
1000	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,96	0,93	0,90	0,86	0,81
1100	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,94	0,90	0,85	0,80	0,75
1200	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,95	0,91	0,86	0,80	0,75	0,69

Table F.11. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite B_{RMD} pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. Les valeurs sont $P(B_t > B_{RMD})$, c.-à-d. la probabilité que la biomasse féconde (femelles matures) au début de l'année t soit supérieure au point de référence limite. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	>0,99	1	1	1	>0,99	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99
0,09	>0,99	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,10	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,11	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,12	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99

Table F.12. SOÉTN nord : tableau de décision comparant le taux de récolte projeté à celui à la RMD pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, telles que les valeurs sont $P(u_t < u_{RMD})$, c'est-à-dire la probabilité du de récolte dans le milieu de l'année t étant inférieur à celui du RMD. À titre de référence, la moyenne des prises au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
600	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,99
700	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,97	0,96	0,95
800	>0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,97	0,95	0,94	0,91	0,89	0,87
900	0,99	0,98	0,97	0,96	0,95	0,93	0,90	0,87	0,84	0,81	0,78
1000	0,97	0,96	0,95	0,93	0,90	0,87	0,83	0,79	0,75	0,72	0,69
1100	0,95	0,93	0,91	0,88	0,85	0,80	0,76	0,72	0,68	0,65	0,62
1200	0,93	0,89	0,86	0,82	0,78	0,74	0,69	0,65	0,62	0,58	0,54

Table F.13. SOÉTN nord : tableau de décision comparant le taux de récolte projeté à celui à la RMD pour une fourchette de stratégies **taux de récolte**, telles que les valeurs sont $P(u_t < u_{RMD})$, c.-à-d. la probabilité du taux de récolte dans le milieu de l'année t étant inférieur à celui du RMD. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0.023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	>0,99	1	1	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	>0,99
0,12	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99

Table F.14. SOÉTN nord : table de décision comparant la biomasse projetée à la biomasse actuelle pour une fourchette de stratégies **prises constante**, donnée par les probabilités $P(B_t > B_{2021})$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0	0,91	0,91	0,91	0,91	0,90	0,90	0,90	0,89	0,88	0,87
100	0	0,82	0,83	0,82	0,82	0,81	0,80	0,79	0,77	0,75	0,74
200	0	0,63	0,64	0,63	0,62	0,60	0,58	0,57	0,55	0,53	0,52
300	0	0,38	0,37	0,37	0,35	0,34	0,33	0,31	0,30	0,28	0,27
400	0	0,21	0,20	0,18	0,18	0,16	0,15	0,14	0,13	0,13	0,13
500	0	0,13	0,11	0,09	0,09	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07	0,06
600	0	0,08	0,06	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03
700	0	0,05	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
800	0	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
900	0	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
1000	0	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
1100	0	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
1200	0	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.15. SOÉTN nord : tableau de décision comparant la biomasse projetée à la biomasse actuelle pour une fourchette de stratégies **taux de récolte**, d'après les probabilités que $P(B_t > B_{2021})$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0	0,91	0,91	0,91	0,91	0,90	0,90	0,90	0,89	0,88	0,87
0,01	0	0,77	0,78	0,77	0,76	0,75	0,74	0,72	0,71	0,69	0,68
0,02	0	0,61	0,61	0,59	0,58	0,56	0,54	0,52	0,51	0,49	0,48
0,03	0	0,45	0,44	0,42	0,40	0,38	0,37	0,35	0,34	0,33	0,32
0,04	0	0,32	0,31	0,29	0,27	0,25	0,24	0,23	0,22	0,21	0,20
0,05	0	0,22	0,21	0,19	0,17	0,16	0,15	0,14	0,13	0,12	0,12
0,06	0	0,15	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,08	0,08	0,07
0,07	0	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06	0,06	0,05	0,05	0,04	0,04
0,08	0	0,07	0,06	0,05	0,05	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,02
0,09	0	0,05	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
0,10	0	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
0,11	0	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
0,12	0	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01

Table F.16. SOÉTN nord : tableau de décision comparant le taux de récolte projeté à celui de 2020 pour une fourchette de prise constante strategies, such that values are $P(u_t < u_{2020})$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	0,95	>0,99	1	1	1	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98	0,96
300	0	0	<0,01	0,01	0,05	0,07	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
400	0	0	0	0	0	<0,01	<0,01	0	0	0	0
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
700	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
800	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table F.17. SOÉTN nord : tableau de décision comparant le taux de récolte projeté à celui de 2020 pour une fourchette de stratégies **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{2020})$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91
0,02	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53
0,03	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
0,04	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
0,06	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
0,07	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
0,08	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,09	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,10	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,11	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,12	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.18. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite de recharge $0,2B_0$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,2B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
400	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99
600	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
700	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
800	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99
900	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,97
1000	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,97	0,95
1100	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,97	0,94	0,91
1200	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,94	0,90	0,86

Table F.19. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite de recharge $0,2B_0$ ou les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies **htaux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,2B_0)$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Table F.20. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock de recharge $0,4B_0$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,4B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,96	0,97	0,97	0,98	0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
100	0,96	0,96	0,97	0,98	0,98	0,98	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
200	0,96	0,96	0,96	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97	0,98	0,98
300	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,95	0,95	0,95	0,95	0,94	0,94
400	0,96	0,95	0,95	0,95	0,94	0,93	0,93	0,92	0,91	0,90	0,89
500	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,89	0,88	0,86	0,84	0,82
600	0,96	0,94	0,93	0,92	0,90	0,88	0,85	0,83	0,81	0,78	0,76
700	0,96	0,94	0,92	0,90	0,87	0,85	0,81	0,78	0,75	0,72	0,69
800	0,96	0,94	0,91	0,88	0,85	0,81	0,77	0,73	0,70	0,66	0,62
900	0,96	0,93	0,90	0,86	0,82	0,77	0,73	0,69	0,65	0,60	0,56
1000	0,96	0,93	0,89	0,84	0,79	0,74	0,69	0,65	0,60	0,54	0,49
1100	0,96	0,92	0,87	0,82	0,76	0,71	0,66	0,60	0,55	0,49	0,44
1200	0,96	0,92	0,86	0,80	0,74	0,68	0,62	0,56	0,49	0,43	0,39

Table F.21. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock de recharge $0,4B_0$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,4B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,96	0,97	0,97	0,98	0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,01	0,96	0,96	0,97	0,98	0,98	0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,02	0,96	0,96	0,97	0,98	0,98	0,98	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
0,03	0,96	0,96	0,97	0,97	0,97	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98
0,04	0,96	0,96	0,96	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97
0,05	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,95	0,95	0,94
0,06	0,96	0,96	0,96	0,96	0,95	0,95	0,94	0,94	0,93	0,92	0,90
0,07	0,96	0,95	0,95	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,89	0,87	0,85
0,08	0,96	0,95	0,95	0,94	0,93	0,92	0,90	0,88	0,84	0,81	0,77
0,09	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,90	0,87	0,83	0,79	0,74	0,68
0,10	0,96	0,95	0,94	0,92	0,90	0,87	0,83	0,78	0,73	0,66	0,59
0,11	0,96	0,95	0,93	0,91	0,88	0,84	0,79	0,73	0,66	0,58	0,51
0,12	0,96	0,94	0,93	0,90	0,86	0,81	0,74	0,67	0,59	0,50	0,42

F.2.4.2. UGPF – Orientation à long terme

Table F.22. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite $0,4B_{RMD}$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de prise constante, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,4B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
400	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
500	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99
600	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,96	0,94
700	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	0,98	0,96	0,93	0,90	0,86
800	1	1	1	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,92	0,87	0,83	0,78
900	1	1	1	>0,99	0,99	0,98	0,94	0,87	0,82	0,76	0,71
1000	1	1	1	0,99	0,98	0,96	0,92	0,83	0,77	0,72	0,66
1100	1	1	>0,99	0,99	0,97	0,95	0,89	0,79	0,74	0,69	0,63
1200	1	1	>0,99	0,98	0,96	0,94	0,86	0,77	0,72	0,66	0,61

Table F.23. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite $0,4B_{RMD}$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de taux de récolte, de sorte que les valeurs soient $(B_t > 0,4B_{RMD})$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Table F.24. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock $0,8B_{RMD}$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,8B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
400	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,99
500	1	1	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,97	0,96	0,95	0,93	0,92
600	1	1	>0,99	0,99	0,97	0,94	0,90	0,86	0,82	0,80	0,77
700	1	>0,99	>0,99	0,97	0,91	0,86	0,78	0,72	0,67	0,63	0,60
800	1	>0,99	0,99	0,93	0,83	0,75	0,66	0,58	0,53	0,49	0,47
900	1	>0,99	0,97	0,87	0,74	0,65	0,55	0,47	0,43	0,39	0,36
1000	1	>0,99	0,95	0,79	0,64	0,56	0,47	0,39	0,35	0,31	0,29
1100	1	>0,99	0,92	0,71	0,55	0,48	0,40	0,33	0,29	0,25	0,22
1200	1	>0,99	0,88	0,63	0,48	0,43	0,34	0,27	0,23	0,20	0,18

Table F.25. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock $0,8B_{RMD}$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,8B_{RMD})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	1
0,09	1	1	1	1	1	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,10	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,11	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,12	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,99	0,99

Table F.26. SOÉTN nord : tableau de décision concernant la biomasse au rendement maximal durable B_{RMD} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de prise constante, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (de 2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	>0,99	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1
300	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
400	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98
500	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,94	0,92	0,90	0,89	0,88	0,87
600	>0,99	>0,99	0,99	0,95	0,90	0,85	0,80	0,76	0,74	0,71	0,69
700	>0,99	>0,99	0,97	0,90	0,81	0,74	0,66	0,61	0,58	0,55	0,53
800	>0,99	>0,99	0,94	0,82	0,70	0,62	0,54	0,49	0,45	0,43	0,40
900	>0,99	>0,99	0,91	0,74	0,60	0,52	0,45	0,39	0,36	0,33	0,31
1000	>0,99	0,99	0,86	0,66	0,51	0,44	0,37	0,32	0,28	0,26	0,23
1100	>0,99	0,99	0,80	0,57	0,44	0,38	0,31	0,26	0,22	0,20	0,17
1200	>0,99	0,98	0,75	0,50	0,38	0,33	0,26	0,20	0,17	0,14	0,12

Table F.27. SOÉTN nord : tableau de décision concernant la biomasse au rendement maximal durable B_{RMD} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de taux de récolte, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{RMD})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	>0,99	1
0,06	>0,99	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,07	>0,99	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,08	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99	0,99
0,09	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98	0,99	0,99	0,99	0,99
0,10	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,97	0,97	0,97	0,98	0,98	0,97
0,11	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,96	0,95	0,95	0,95	0,96	0,96	0,96
0,12	>0,99	>0,99	>0,99	0,97	0,93	0,91	0,93	0,93	0,93	0,94	0,93

Table F.28. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le taux de récolte au rendement maximal durable u_{RMD} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
400	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
500	1	>0,99	>0,99	>0,99	0,98	0,96	0,92	0,91	0,90	0,89	0,88
600	>0,99	>0,99	0,99	0,96	0,90	0,84	0,76	0,74	0,72	0,70	0,69
700	>0,99	0,99	0,96	0,88	0,77	0,68	0,59	0,57	0,54	0,52	0,51
800	>0,99	0,98	0,89	0,76	0,63	0,52	0,46	0,44	0,41	0,40	0,38
900	0,99	0,95	0,81	0,66	0,50	0,41	0,37	0,35	0,33	0,31	0,30
1000	0,97	0,90	0,72	0,56	0,41	0,35	0,31	0,28	0,25	0,24	0,22
1100	0,95	0,85	0,65	0,46	0,35	0,29	0,25	0,22	0,19	0,17	0,16
1200	0,93	0,78	0,58	0,39	0,29	0,25	0,20	0,16	0,13	0,12	0,10

Table F.29. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le taux de récolte au rendement maximal durable u_{RMD} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{RMD})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,11	>0,99	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,12	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99

Table F.30. SOÉTN nord : tableau de décision permettant de comparer la biomasse projetée à la biomasse actuelle B_{2021} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{2021})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0	0,91	0,88	0,87	0,88	0,89	0,92	0,94	0,96	0,97	0,97
100	0	0,82	0,75	0,75	0,76	0,78	0,83	0,88	0,91	0,93	0,94
200	0	0,62	0,53	0,53	0,55	0,58	0,68	0,75	0,81	0,85	0,86
300	0	0,35	0,28	0,29	0,32	0,36	0,45	0,55	0,63	0,67	0,69
400	0	0,18	0,13	0,14	0,16	0,20	0,26	0,33	0,39	0,42	0,45
500	0	0,09	0,07	0,07	0,09	0,11	0,15	0,18	0,21	0,23	0,24
600	0	0,05	0,03	0,04	0,05	0,06	0,08	0,09	0,11	0,11	0,11
700	0	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06
800	0	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
900	0	0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
1000	0	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
1100	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
1200	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.31. SOÉTN nord : tableau de décision permettant de comparer la biomasse projetée à la biomasse actuelle B_{2021} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{2021})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0	0,91	0,88	0,87	0,88	0,89	0,92	0,94	0,96	0,97	0,97
0,01	0	0,76	0,69	0,68	0,69	0,72	0,78	0,84	0,87	0,89	0,90
0,02	0	0,58	0,49	0,49	0,50	0,53	0,62	0,69	0,73	0,76	0,77
0,03	0	0,40	0,33	0,32	0,34	0,38	0,46	0,54	0,59	0,62	0,63
0,04	0	0,27	0,21	0,20	0,23	0,26	0,34	0,41	0,46	0,49	0,49
0,05	0	0,17	0,12	0,13	0,15	0,18	0,25	0,31	0,35	0,37	0,38
0,06	0	0,11	0,08	0,08	0,10	0,12	0,19	0,23	0,27	0,28	0,29
0,07	0	0,07	0,04	0,05	0,06	0,09	0,14	0,17	0,20	0,22	0,22
0,08	0	0,05	0,03	0,03	0,04	0,06	0,10	0,13	0,15	0,17	0,17
0,09	0	0,03	0,02	0,02	0,03	0,05	0,08	0,10	0,12	0,12	0,13
0,10	0	0,02	0,01	0,01	0,02	0,04	0,06	0,07	0,09	0,10	0,10
0,11	0	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,05	0,06	0,07	0,08	0,08
0,12	0	0,01	<0,01	0,01	0,01	0,02	0,04	0,05	0,05	0,06	0,07

Table F.32. SOÉTN nord : tableau de décision permettant de comparer le taux de récolte projeté au taux de récolte actuel u_{2020} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{2020})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	0,95	1	0,98	0,91	0,85	0,82	0,83	0,87	0,90	0,92	0,93
300	0	0,05	0,08	0,07	0,05	0,06	0,09	0,15	0,22	0,28	0,33
400	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,02	0,02
500	0	0	0	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<0,01	<0,01
700	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<0,01
800	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table F.33. SOÉTN nord : tableau de décision permettant de comparer le taux de récolte projeté au taux de récolte actuel u_{2020} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{2020})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91
0,02	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53
0,03	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
0,04	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
0,06	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
0,07	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
0,08	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,09	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,10	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,11	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,12	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.34. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite de recharge $0.2B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de prise constante, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.2B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (de 2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
300	1	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	
										et	
										>0,99	
400	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99
500	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,97	0,96	0,95	0,93
600	1	1	>0,99	>0,99	0,98	0,96	0,92	0,88	0,85	0,82	0,79
700	1	1	>0,99	0,98	0,94	0,89	0,81	0,75	0,70	0,66	0,62
800	1	>0,99	0,99	0,95	0,87	0,79	0,70	0,61	0,56	0,52	0,49
900	1	>0,99	0,98	0,90	0,77	0,69	0,59	0,50	0,46	0,41	0,38
1000	1	>0,99	0,97	0,83	0,68	0,60	0,50	0,42	0,38	0,34	0,31
1100	1	>0,99	0,94	0,75	0,59	0,53	0,44	0,35	0,32	0,27	0,25
1200	1	>0,99	0,90	0,67	0,52	0,47	0,38	0,30	0,26	0,22	0,20

Table F.35. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence limite $0.2B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de taux de récolte, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.2B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,08	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,09	1	1	1	1	1	1	1	>0,99	1	>0,99	1
0,10	1	1	1	1	1	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,11	1	1	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,12	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99

Table F.36. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock $0.4B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de prise constante, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.4B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,96	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1
100	0,96	0,98	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1
200	0,96	0,97	0,98	0,98	0,98	0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
300	0,96	0,96	0,94	0,93	0,92	0,92	0,93	0,95	0,96	0,97	0,97
400	0,96	0,94	0,90	0,86	0,82	0,80	0,80	0,82	0,84	0,85	0,85
500	0,96	0,92	0,84	0,77	0,70	0,66	0,64	0,65	0,67	0,67	0,67
600	0,96	0,90	0,78	0,67	0,58	0,53	0,51	0,50	0,51	0,50	0,49
700	0,96	0,87	0,72	0,58	0,48	0,44	0,41	0,39	0,38	0,37	0,36
800	0,96	0,85	0,66	0,49	0,40	0,36	0,33	0,30	0,29	0,27	0,26
900	0,96	0,82	0,60	0,42	0,34	0,30	0,26	0,23	0,21	0,20	0,19
1000	0,96	0,79	0,54	0,37	0,29	0,24	0,20	0,17	0,16	0,14	0,13
1100	0,96	0,76	0,49	0,32	0,25	0,20	0,16	0,13	0,11	0,10	0,08
1200	0,96	0,74	0,43	0,28	0,20	0,16	0,11	0,09	0,08	0,06	0,05

Table F.37. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock de recharge $0.4B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de taux de récolte, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.4B_0)$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,96	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1
0,01	0,96	0,98	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1
0,02	0,96	0,98	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1
0,03	0,96	0,97	0,98	0,99	0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,04	0,96	0,97	0,97	0,97	0,96	0,95	0,96	0,97	0,98	0,98	0,98
0,05	0,96	0,96	0,95	0,92	0,89	0,87	0,89	0,92	0,94	0,95	0,95
0,06	0,96	0,95	0,92	0,85	0,77	0,75	0,81	0,85	0,88	0,89	0,89
0,07	0,96	0,94	0,87	0,73	0,64	0,63	0,71	0,77	0,79	0,81	0,81
0,08	0,96	0,93	0,81	0,61	0,52	0,52	0,61	0,68	0,70	0,71	0,71
0,09	0,96	0,92	0,74	0,50	0,42	0,43	0,52	0,59	0,61	0,62	0,62
0,10	0,96	0,90	0,66	0,41	0,35	0,36	0,45	0,51	0,52	0,54	0,53
0,11	0,96	0,88	0,58	0,33	0,29	0,31	0,38	0,43	0,45	0,46	0,45
0,12	0,96	0,86	0,50	0,28	0,24	0,26	0,33	0,36	0,37	0,39	0,39

F.2.4.3. COSEPAC – Critères de référence

Table F.38. SOÉTN nord : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de prise constante. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,75	0,78	0,80	0,83	0,85	0,88	0,90	0,91	0,93	0,94	0,95
100	0,75	0,77	0,79	0,81	0,82	0,84	0,86	0,87	0,89	0,90	0,91
200	0,75	0,76	0,78	0,79	0,80	0,80	0,82	0,83	0,83	0,84	0,85
300	0,75	0,76	0,76	0,77	0,77	0,77	0,77	0,78	0,78	0,78	0,78
400	0,75	0,75	0,75	0,74	0,74	0,74	0,73	0,73	0,72	0,72	0,71
500	0,75	0,74	0,73	0,72	0,71	0,70	0,69	0,68	0,67	0,66	0,64
600	0,75	0,73	0,72	0,70	0,69	0,67	0,66	0,64	0,62	0,60	0,57
700	0,75	0,73	0,71	0,69	0,66	0,64	0,61	0,59	0,56	0,53	0,51
800	0,75	0,72	0,69	0,66	0,64	0,61	0,57	0,54	0,51	0,47	0,45
900	0,75	0,72	0,68	0,64	0,61	0,57	0,54	0,50	0,46	0,42	0,40
1000	0,75	0,71	0,67	0,62	0,58	0,54	0,49	0,45	0,41	0,38	0,35
1100	0,75	0,70	0,65	0,60	0,56	0,51	0,45	0,41	0,37	0,34	0,31
1200	0,75	0,69	0,64	0,59	0,53	0,47	0,42	0,37	0,33	0,30	0,28

Table F.39. SOÉTN nord : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de taux de récolte. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,75	0,78	0,80	0,83	0,85	0,88	0,90	0,91	0,93	0,94	0,95
0,01	0,75	0,77	0,79	0,81	0,83	0,85	0,87	0,88	0,90	0,91	0,92
0,02	0,75	0,77	0,78	0,80	0,81	0,83	0,84	0,85	0,86	0,87	0,88
0,03	0,75	0,76	0,77	0,78	0,79	0,80	0,80	0,81	0,81	0,82	0,83
0,04	0,75	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76
0,05	0,75	0,75	0,75	0,74	0,74	0,73	0,72	0,71	0,70	0,69	0,68
0,06	0,75	0,74	0,74	0,72	0,71	0,70	0,68	0,66	0,64	0,62	0,59
0,07	0,75	0,74	0,72	0,71	0,69	0,66	0,64	0,61	0,57	0,54	0,50
0,08	0,75	0,73	0,71	0,68	0,66	0,63	0,59	0,55	0,50	0,45	0,41
0,09	0,75	0,72	0,70	0,66	0,63	0,59	0,54	0,49	0,43	0,38	0,34
0,10	0,75	0,72	0,68	0,64	0,60	0,55	0,49	0,42	0,37	0,31	0,28
0,11	0,75	0,71	0,67	0,62	0,57	0,51	0,44	0,36	0,30	0,26	0,23
0,12	0,75	0,71	0,65	0,60	0,54	0,47	0,38	0,30	0,25	0,21	0,18

Table F.40. SOÉTN nord : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 30\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,25	0,27	0,29	0,32	0,34	0,36	0,39	0,41	0,43	0,45	0,47
100	0,25	0,26	0,28	0,30	0,31	0,33	0,35	0,36	0,38	0,39	0,40
200	0,25	0,26	0,27	0,28	0,29	0,30	0,31	0,32	0,33	0,34	0,35
300	0,25	0,25	0,26	0,27	0,27	0,28	0,29	0,29	0,29	0,29	0,30
400	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,26	0,26	0,26	0,25	0,26
500	0,25	0,24	0,24	0,24	0,23	0,23	0,23	0,23	0,22	0,22	0,22
600	0,25	0,24	0,23	0,22	0,22	0,21	0,21	0,20	0,19	0,19	0,18
700	0,25	0,23	0,22	0,21	0,20	0,19	0,18	0,17	0,16	0,16	0,15
800	0,25	0,23	0,21	0,19	0,19	0,17	0,16	0,15	0,14	0,13	0,13
900	0,25	0,22	0,20	0,19	0,17	0,16	0,15	0,13	0,12	0,11	0,10
1000	0,25	0,22	0,19	0,18	0,16	0,14	0,13	0,12	0,10	0,09	0,08
1100	0,25	0,22	0,19	0,17	0,15	0,13	0,11	0,10	0,08	0,07	0,06
1200	0,25	0,21	0,18	0,16	0,14	0,12	0,10	0,08	0,06	0,05	0,04

Table F.41. SOÉTN nord : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 30\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,25	0,27	0,29	0,32	0,34	0,36	0,39	0,41	0,43	0,45	0,47
0,01	0,25	0,26	0,28	0,29	0,30	0,32	0,33	0,34	0,36	0,37	0,38
0,02	0,25	0,25	0,26	0,26	0,27	0,28	0,28	0,29	0,29	0,29	0,30
0,03	0,25	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,23	0,23	0,23	0,22	0,23
0,04	0,25	0,24	0,22	0,21	0,21	0,20	0,19	0,18	0,17	0,16	0,16
0,05	0,25	0,23	0,21	0,19	0,18	0,16	0,15	0,13	0,12	0,10	0,09
0,06	0,25	0,22	0,19	0,17	0,15	0,13	0,11	0,09	0,07	0,06	0,05
0,07	0,25	0,21	0,18	0,15	0,12	0,09	0,07	0,05	0,04	0,03	0,02
0,08	0,25	0,21	0,17	0,13	0,10	0,06	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01
0,09	0,25	0,20	0,15	0,11	0,07	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01
0,10	0,25	0,19	0,14	0,09	0,05	0,03	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
0,11	0,25	0,18	0,13	0,07	0,03	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,12	0,25	0,18	0,12	0,06	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.42. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le critère de référence $0.5B_0$ pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.5B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,74	0,77	0,79	0,80	0,82	0,85	0,86	0,88	0,89	0,90	0,92
100	0,74	0,76	0,77	0,78	0,79	0,81	0,82	0,83	0,84	0,84	0,85
200	0,74	0,75	0,76	0,76	0,77	0,77	0,77	0,78	0,78	0,78	0,78
300	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,73	0,73	0,72	0,71	0,71
400	0,74	0,74	0,73	0,72	0,71	0,70	0,69	0,68	0,67	0,65	0,63
500	0,74	0,73	0,72	0,70	0,69	0,67	0,65	0,63	0,61	0,58	0,56
600	0,74	0,72	0,70	0,68	0,66	0,64	0,61	0,58	0,55	0,52	0,49
700	0,74	0,72	0,69	0,66	0,63	0,60	0,57	0,53	0,50	0,46	0,42
800	0,74	0,71	0,68	0,64	0,61	0,57	0,53	0,48	0,44	0,41	0,37
900	0,74	0,70	0,66	0,62	0,58	0,53	0,48	0,44	0,40	0,36	0,33
1000	0,74	0,70	0,65	0,60	0,55	0,50	0,44	0,40	0,35	0,32	0,29
1100	0,74	0,69	0,63	0,58	0,53	0,46	0,41	0,36	0,32	0,29	0,26
1200	0,74	0,68	0,62	0,56	0,50	0,43	0,37	0,32	0,29	0,26	0,23

Table F.43. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le critère de référence $0.5B_0$ pour les projections sur 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.5B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,74	0,77	0,79	0,80	0,82	0,85	0,86	0,88	0,89	0,90	0,92
0,01	0,74	0,76	0,78	0,79	0,80	0,82	0,83	0,84	0,85	0,86	0,87
0,02	0,74	0,75	0,76	0,77	0,78	0,79	0,79	0,80	0,80	0,80	0,80
0,03	0,74	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,74	0,74	0,73
0,04	0,74	0,74	0,74	0,74	0,73	0,72	0,71	0,70	0,68	0,67	0,64
0,05	0,74	0,74	0,73	0,72	0,70	0,69	0,67	0,64	0,61	0,58	0,55
0,06	0,74	0,73	0,71	0,70	0,67	0,65	0,62	0,58	0,55	0,49	0,45
0,07	0,74	0,72	0,70	0,67	0,65	0,61	0,57	0,52	0,46	0,41	0,36
0,08	0,74	0,72	0,69	0,65	0,62	0,57	0,52	0,46	0,39	0,33	0,29
0,09	0,74	0,71	0,67	0,63	0,59	0,53	0,47	0,39	0,32	0,27	0,23
0,10	0,74	0,70	0,66	0,61	0,56	0,49	0,41	0,32	0,26	0,21	0,17
0,11	0,74	0,70	0,65	0,59	0,53	0,44	0,35	0,27	0,21	0,15	0,12
0,12	0,74	0,69	0,63	0,57	0,49	0,39	0,29	0,22	0,16	0,11	0,08

Table F.44. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le critère de référence $0.7B_0$ pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.7B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,24	0,25	0,26	0,28	0,29	0,30	0,31	0,32	0,33	0,34	0,34
100	0,24	0,25	0,25	0,26	0,27	0,27	0,28	0,28	0,29	0,29	0,29
200	0,24	0,24	0,24	0,24	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,24
300	0,24	0,23	0,23	0,23	0,23	0,22	0,22	0,22	0,21	0,21	0,20
400	0,24	0,23	0,22	0,21	0,21	0,20	0,19	0,19	0,18	0,17	0,16
500	0,24	0,22	0,21	0,20	0,19	0,18	0,17	0,16	0,15	0,14	0,12
600	0,24	0,22	0,20	0,19	0,18	0,16	0,15	0,14	0,12	0,11	0,09
700	0,24	0,22	0,20	0,18	0,16	0,15	0,13	0,12	0,10	0,08	0,07
800	0,24	0,21	0,19	0,17	0,15	0,13	0,12	0,10	0,08	0,06	0,05
900	0,24	0,21	0,18	0,16	0,14	0,12	0,10	0,08	0,06	0,05	0,03
1000	0,24	0,20	0,17	0,15	0,13	0,10	0,08	0,06	0,04	0,03	0,02
1100	0,24	0,20	0,17	0,14	0,12	0,09	0,07	0,05	0,03	0,02	0,01
1200	0,24	0,19	0,16	0,13	0,10	0,08	0,06	0,04	0,02	0,01	0,01

Table F.45. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le critère de référence $0.7B_0$ pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.7B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,24	0,25	0,26	0,28	0,29	0,30	0,31	0,32	0,33	0,34	0,34
0,01	0,24	0,24	0,25	0,25	0,25	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
0,02	0,24	0,23	0,23	0,23	0,22	0,22	0,21	0,20	0,20	0,19	0,18
0,03	0,24	0,23	0,21	0,20	0,19	0,18	0,16	0,15	0,13	0,11	0,10
0,04	0,24	0,22	0,20	0,18	0,16	0,14	0,12	0,10	0,07	0,06	0,04
0,05	0,24	0,21	0,18	0,16	0,13	0,11	0,08	0,05	0,04	0,02	0,02
0,06	0,24	0,20	0,17	0,14	0,11	0,07	0,05	0,03	0,02	0,01	0,01
0,07	0,24	0,19	0,16	0,12	0,08	0,05	0,02	0,01	0,01	<0,01	<0,01
0,08	0,24	0,19	0,14	0,10	0,06	0,03	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,09	0,24	0,18	0,13	0,08	0,04	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,10	0,24	0,17	0,12	0,06	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0
0,11	0,24	0,17	0,10	0,05	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	0
0,12	0,24	0,16	0,09	0,03	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	0	0

Table F.46. SOÉTN nord : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour certaines années des projections et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,75	0,85	0,94	0,98	0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1
100	0,75	0,82	0,90	0,94	0,96	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1
200	0,75	0,80	0,84	0,88	0,89	0,97	0,98	>0,99	1	1	1
300	0,75	0,77	0,78	0,79	0,79	0,90	0,91	0,97	>0,99	>0,99	>0,99
400	0,75	0,74	0,72	0,70	0,68	0,78	0,79	0,88	0,95	0,97	0,99
500	0,75	0,71	0,66	0,61	0,56	0,66	0,65	0,74	0,82	0,85	0,88
600	0,75	0,69	0,60	0,51	0,47	0,54	0,51	0,59	0,64	0,64	0,68
700	0,75	0,66	0,53	0,44	0,39	0,44	0,41	0,46	0,48	0,46	0,48
800	0,75	0,64	0,47	0,38	0,33	0,36	0,32	0,35	0,35	0,32	0,33
900	0,75	0,61	0,42	0,33	0,28	0,29	0,25	0,27	0,25	0,23	0,23
1000	0,75	0,58	0,38	0,29	0,23	0,24	0,19	0,20	0,18	0,16	0,16
1100	0,75	0,56	0,34	0,25	0,19	0,20	0,15	0,15	0,13	0,11	0,10
1200	0,75	0,53	0,30	0,21	0,16	0,16	0,11	0,11	0,09	0,06	0,06

Table F.47. SOÉTN nord : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour certaines années des projections et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. À titre de référence, le taux de récolte moyen pour les cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,75	0,85	0,94	0,98	0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1
0,01	0,75	0,83	0,91	0,96	0,98	>0,99	>0,99	1	1	1	1
0,02	0,75	0,81	0,87	0,92	0,94	0,99	0,99	>0,99	1	>0,99	>0,99
0,03	0,75	0,79	0,82	0,86	0,86	0,97	0,98	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,04	0,75	0,76	0,76	0,76	0,75	0,92	0,94	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,05	0,75	0,74	0,69	0,65	0,62	0,83	0,86	0,97	0,99	0,98	0,99
0,06	0,75	0,71	0,62	0,53	0,50	0,73	0,78	0,93	0,97	0,97	0,98
0,07	0,75	0,69	0,54	0,42	0,40	0,62	0,69	0,88	0,94	0,94	0,96
0,08	0,75	0,66	0,45	0,34	0,32	0,51	0,60	0,82	0,90	0,90	0,94
0,09	0,75	0,63	0,38	0,28	0,26	0,42	0,52	0,75	0,85	0,86	0,91
0,10	0,75	0,60	0,31	0,22	0,21	0,36	0,44	0,68	0,80	0,82	0,87
0,11	0,75	0,57	0,26	0,17	0,17	0,30	0,38	0,61	0,74	0,77	0,84
0,12	0,75	0,54	0,21	0,14	0,13	0,26	0,32	0,55	0,68	0,71	0,79

Table F.48. SOÉTN nord : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 30\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour certaines années des projections et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,25	0,34	0,45	0,57	0,68	0,91	0,96	>0,99	1	>0,99	>0,99
100	0,25	0,31	0,39	0,47	0,54	0,78	0,86	0,98	>0,99	>0,99	>0,99
200	0,25	0,29	0,34	0,39	0,43	0,65	0,72	0,91	0,99	0,99	>0,99
300	0,25	0,27	0,29	0,33	0,34	0,50	0,56	0,76	0,91	0,94	0,98
400	0,25	0,25	0,25	0,27	0,28	0,39	0,42	0,59	0,73	0,80	0,89
500	0,25	0,23	0,22	0,22	0,22	0,30	0,31	0,44	0,53	0,57	0,66
600	0,25	0,22	0,19	0,18	0,17	0,23	0,22	0,32	0,36	0,37	0,42
700	0,25	0,20	0,16	0,14	0,13	0,18	0,16	0,23	0,24	0,23	0,25
800	0,25	0,19	0,13	0,11	0,09	0,13	0,12	0,16	0,16	0,14	0,16
900	0,25	0,17	0,11	0,08	0,07	0,09	0,08	0,11	0,10	0,09	0,09
1000	0,25	0,16	0,09	0,06	0,05	0,07	0,06	0,08	0,06	0,05	0,05
1100	0,25	0,15	0,07	0,04	0,03	0,05	0,04	0,05	0,04	0,03	0,03
1200	0,25	0,14	0,05	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02

Table F.49. SOÉTN nord : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 30\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour certaines années des projections et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,25	0,34	0,45	0,57	0,68	0,91	0,96	>0,99	1	>0,99	>0,99
0,01	0,25	0,30	0,37	0,44	0,51	0,79	0,87	0,98	>0,99	0,99	>0,99
0,02	0,25	0,27	0,29	0,33	0,36	0,62	0,72	0,93	0,98	0,97	0,99
0,03	0,25	0,24	0,22	0,24	0,25	0,44	0,54	0,82	0,93	0,93	0,96
0,04	0,25	0,21	0,16	0,16	0,16	0,31	0,38	0,69	0,85	0,86	0,91
0,05	0,25	0,18	0,10	0,09	0,10	0,22	0,27	0,55	0,74	0,78	0,85
0,06	0,25	0,15	0,06	0,05	0,06	0,15	0,20	0,43	0,62	0,68	0,78
0,07	0,25	0,12	0,03	0,03	0,04	0,10	0,14	0,33	0,52	0,59	0,70
0,08	0,25	0,10	0,01	0,01	0,03	0,07	0,11	0,25	0,42	0,50	0,61
0,09	0,25	0,07	0,01	0,01	0,02	0,05	0,08	0,19	0,34	0,42	0,54
0,10	0,25	0,05	<0,01	<0,01	0,01	0,04	0,06	0,15	0,28	0,36	0,47
0,11	0,25	0,03	<0,01	<0,01	0,01	0,03	0,05	0,11	0,22	0,30	0,41
0,12	0,25	0,02	<0,01	<0,01	0,01	0,03	0,04	0,09	0,18	0,25	0,36

Table F.50. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le critère de référence $0.5B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.5B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,74	0,82	0,90	0,96	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1
100	0,74	0,79	0,84	0,89	0,92	0,95	0,98	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
200	0,74	0,77	0,78	0,79	0,81	0,83	0,88	0,93	0,95	0,97	0,98
300	0,74	0,74	0,71	0,69	0,67	0,67	0,72	0,77	0,82	0,85	0,87
400	0,74	0,71	0,65	0,58	0,54	0,53	0,55	0,59	0,64	0,66	0,67
500	0,74	0,69	0,58	0,49	0,44	0,42	0,42	0,45	0,47	0,48	0,48
600	0,74	0,66	0,52	0,41	0,36	0,34	0,33	0,33	0,34	0,34	0,34
700	0,74	0,63	0,46	0,35	0,30	0,27	0,25	0,25	0,24	0,24	0,23
800	0,74	0,61	0,41	0,30	0,25	0,21	0,19	0,18	0,18	0,17	0,16
900	0,74	0,58	0,36	0,26	0,20	0,17	0,14	0,13	0,12	0,11	0,11
1000	0,74	0,55	0,32	0,21	0,16	0,12	0,10	0,09	0,08	0,08	0,07
1100	0,74	0,53	0,29	0,18	0,12	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05	0,04
1200	0,74	0,50	0,26	0,14	0,08	0,06	0,05	0,04	0,03	0,03	0,02

Table F.51. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le critère de référence $0.5B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.5B_0)$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,74	0,82	0,90	0,96	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1
0,01	0,74	0,80	0,86	0,91	0,94	0,96	0,98	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,02	0,74	0,78	0,80	0,83	0,85	0,87	0,92	0,95	0,97	0,98	0,98
0,03	0,74	0,75	0,74	0,72	0,69	0,71	0,79	0,86	0,90	0,92	0,93
0,04	0,74	0,73	0,67	0,57	0,53	0,53	0,63	0,73	0,77	0,80	0,81
0,05	0,74	0,70	0,58	0,44	0,40	0,40	0,49	0,58	0,63	0,65	0,66
0,06	0,74	0,67	0,49	0,34	0,29	0,30	0,37	0,45	0,49	0,52	0,52
0,07	0,74	0,65	0,41	0,26	0,22	0,23	0,28	0,34	0,38	0,40	0,40
0,08	0,74	0,62	0,33	0,19	0,16	0,17	0,22	0,26	0,28	0,30	0,31
0,09	0,74	0,59	0,27	0,14	0,11	0,13	0,17	0,20	0,22	0,23	0,24
0,10	0,74	0,56	0,21	0,09	0,08	0,10	0,13	0,15	0,17	0,18	0,18
0,11	0,74	0,53	0,15	0,07	0,06	0,08	0,11	0,11	0,13	0,14	0,14
0,12	0,74	0,49	0,11	0,05	0,05	0,06	0,09	0,09	0,10	0,11	0,11

Table F.52. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le critère de référence $0.7B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.7B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 548 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,24	0,29	0,34	0,39	0,45	0,53	0,70	0,84	0,92	0,95	0,97
100	0,24	0,27	0,29	0,31	0,34	0,38	0,50	0,63	0,74	0,81	0,86
200	0,24	0,25	0,25	0,25	0,26	0,28	0,35	0,44	0,53	0,60	0,64
300	0,24	0,23	0,21	0,19	0,19	0,20	0,24	0,30	0,36	0,40	0,43
400	0,24	0,21	0,17	0,14	0,14	0,14	0,17	0,20	0,23	0,26	0,27
500	0,24	0,19	0,14	0,10	0,09	0,09	0,11	0,13	0,15	0,16	0,17
600	0,24	0,18	0,11	0,07	0,05	0,06	0,07	0,08	0,10	0,10	0,11
700	0,24	0,16	0,08	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06
800	0,24	0,15	0,06	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04
900	0,24	0,14	0,05	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
1000	0,24	0,13	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
1100	0,24	0,12	0,02	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
1200	0,24	0,10	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.53. SOÉTN nord : tableau de décision concernant le critère de référence $0.7B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.7B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,023.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,24	0,29	0,34	0,39	0,45	0,53	0,70	0,84	0,92	0,95	0,97
0,01	0,24	0,25	0,26	0,27	0,28	0,33	0,44	0,58	0,70	0,77	0,80
0,02	0,24	0,22	0,19	0,16	0,16	0,18	0,26	0,35	0,43	0,50	0,52
0,03	0,24	0,19	0,11	0,08	0,08	0,10	0,15	0,20	0,26	0,29	0,31
0,04	0,24	0,16	0,06	0,03	0,04	0,05	0,08	0,11	0,14	0,17	0,18
0,05	0,24	0,13	0,02	0,01	0,02	0,03	0,05	0,06	0,08	0,10	0,10
0,06	0,24	0,11	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	0,05	0,06
0,07	0,24	0,08	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04
0,08	0,24	0,06	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02
0,09	0,24	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
0,10	0,24	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
0,11	0,24	0,02	0	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,01	0,01	0,01
0,12	0,24	0,01	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01

F.2.4.4. Délai pour atteindre les cibles

Table F.54. SOÉTN nord : estimation du temps nécessaire (en années) pour que la biomasse projetée, soit B_t , dépasse les points et les critères de référence avec une probabilité de 50%, pour une plage de limites de **prise constante**. Un temps estimé de 0 signifie que la condition est satisfaite et le demeurera pendant les 75 années projetées, et un temps estimé de 75 signifie que la condition ne sera jamais satisfaite pendant la période projetée correspondant à trois générations. Une autre condition est que la probabilité de satisfaire la première condition doit augmenter pendant deux années consécutives. Les colonnes correspondent respectivement aux points de référence du MPO provisoires, soit B_{RMD} , B_{2021} , $0,2B_0$ et $0,4B_0$, et aux critères de référence du COSEPAC, soit $0,5B_{t-G}$ = déclin de $\leq 50\%$ au cours de 1.5 générations, $0,7B_{t-G}$ = déclin de $\leq 30\%$ au cours de 1.5 générations, $0,5B_0$ et $0,7B_0$.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0,2B_0$	$0,4B_0$	$0,5B_{t-G}$	$0,7B_{t-G}$	$0,5B_0$	$0,7B_0$
0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	23
100	0	0	0	0	0	0	0	16	0	34
200	0	0	0	0	0	0	0	21	0	51
300	0	0	0	39	0	0	0	24	0	75
400	0	0	0	75	0	0	0	41	0	75
500	0	0	0	75	0	0	0	48	75	75
600	0	0	0	75	0	39	21	75	75	75
700	0	0	0	75	0	75	75	75	75	75
800	0	1	75	75	1	75	75	75	75	75
900	0	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1000	0	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1100	0	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1200	0	1	75	75	1	75	75	75	75	75

Table F.55. SOÉTN nord : estimation du temps nécessaire (en années) pour que la biomasse projetée, soit B_t , dépasse les points et les critères de référence avec une probabilité de 50%, pour une plage de limites de **taux de récolte**. Voir la légende dans le tableau F.54 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0,2B_0$	$0,4B_0$	$0,5B_{t-G}$	$0,7B_{t-G}$	$0,5B_0$	$0,7B_0$
0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	23
0,01	0	0	0	0	0	0	0	18	0	39
0,02	0	0	0	1	0	0	0	21	0	66
0,03	0	0	0	39	0	0	0	33	0	75
0,04	0	0	0	75	0	0	0	40	0	75
0,05	0	0	0	75	0	0	0	43	36	75
0,06	0	0	0	75	0	0	0	47	58	75
0,07	0	0	0	75	0	0	21	51	75	75
0,08	0	0	0	75	0	0	23	64	75	75
0,09	0	0	0	75	0	32	33	71	75	75
0,10	0	0	0	75	0	43	39	75	75	75
0,11	0	0	0	75	0	75	41	75	75	75
0,12	0	0	0	75	0	75	43	75	75	75

Table F.56. SOÉTN nord : estimation du temps nécessaire (en années) pour que la biomasse projetée, soit B_t , dépasse les points et les critères de référence avec une probabilité de 65%, pour une plage de limites de prises constante. Voir la légende dans le tableau F.54 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	32
100	0	0	0	0	0	0	0	21	0	46
200	0	0	0	31	0	0	0	28	0	75
300	0	0	0	59	0	0	0	41	0	75
400	0	0	0	75	0	0	0	47	59	75
500	0	0	0	75	0	41	23	73	75	75
600	0	0	0	75	0	75	67	75	75	75
700	0	1	2	75	1	75	75	75	75	75
800	0	1	75	75	1	75	75	75	75	75
900	0	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1000	0	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1100	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1200	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75

Table F.57. SOÉTN nord : estimation du temps nécessaire (en années) pour que la biomasse projetée, soit B_t , dépasse les points et les critères de référence avec une probabilité de 65%, pour une plage de limites de taux de récolte. Voir la légende dans le tableau F.54 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	32
0,01	0	0	0	0	0	0	0	21	0	50
0,02	0	0	0	39	0	0	0	32	0	75
0,03	0	0	0	75	0	0	0	40	0	75
0,04	0	0	0	75	0	0	0	43	36	75
0,05	0	0	0	75	0	0	20	47	59	75
0,06	0	0	0	75	0	0	22	56	75	75
0,07	0	0	0	75	0	28	33	70	75	75
0,08	0	0	0	75	0	39	39	75	75	75
0,09	0	0	0	75	0	75	41	75	75	75
0,10	0	0	0	75	0	75	43	75	75	75
0,11	0	0	0	75	0	75	46	75	75	75
0,12	0	0	0	75	0	75	48	75	75	75

Table F.58. SOÉTN nord : estimation du temps nécessaire (en années) pour que la biomasse projetée, soit B_t , dépasse les points et les critères de référence avec une probabilité de 80%, pour une plage de limites de prises constante. Voir la légende dans le tableau F.54 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	0	0	0	0	2	21	3	41
100	0	0	0	1	0	0	3	28	5	61
200	0	0	0	52	0	0	5	40	17	75
300	0	0	0	75	0	0	20	46	50	75
400	0	0	0	75	0	35	39	65	75	75
500	0	0	0	75	0	75	48	75	75	75
600	0	1	2	75	1	75	75	75	75	75
700	0	1	2	75	1	75	75	75	75	75
800	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
900	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1000	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1100	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1200	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75

Table F.59. SOÉTN nord : estimation du temps nécessaire (en années) pour que la biomasse projetée, soit B_t , dépasse les points et les critères de référence avec une probabilité de 80%, pour une plage de limites de taux de récolte. Voir la légende dans le tableau F.54 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	0	0	0	0	2	21	3	41
0,01	0	0	0	37	0	0	3	32	4	73
0,02	0	0	0	75	0	0	4	40	8	75
0,03	0	0	0	75	0	0	6	43	36	75
0,04	0	0	0	75	0	0	20	48	60	75
0,05	0	0	0	75	0	0	23	68	75	75
0,06	0	0	0	75	0	1	37	75	75	75
0,07	0	0	0	75	0	57	41	75	75	75
0,08	0	0	0	75	0	75	43	75	75	75
0,09	0	0	0	75	0	75	47	75	75	75
0,10	0	0	0	75	0	75	55	75	75	75
0,11	0	0	0	75	0	75	70	75	75	75
0,12	0	0	0	75	0	75	75	75	75	75

Table F.60. SOÉTN nord : estimation du temps nécessaire (en années) pour que la biomasse projetée, soit B_t , dépasse les points et les critères de référence avec une probabilité de 95%, pour une plage de limites de **prises constante**. Voir la légende dans le tableau F.54 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	0	48	0	0	10	33	14	63
100	0	0	0	75	0	0	16	41	25	75
200	0	0	0	75	0	0	22	47	53	75
300	0	0	0	75	0	1	41	66	75	75
400	0	0	0	75	0	75	53	75	75	75
500	0	1	2	75	1	75	75	75	75	75
600	1	1	2	75	1	75	75	75	75	75
700	1	1	2	75	1	75	75	75	75	75
800	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
900	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1000	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1100	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75
1200	1	1	75	75	1	75	75	75	75	75

Table F.61. SOÉTN nord : estimation du temps nécessaire (en années) pour que la biomasse projetée, soit B_t , dépasse les points et les critères de référence avec une probabilité de 95%, pour une plage de limites de **taux de récolte**. Voir la légende dans le tableau F.54 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	0	48	0	0	10	33	14	63
0,01	0	0	0	75	0	0	13	41	21	75
0,02	0	0	0	75	0	0	20	46	44	75
0,03	0	0	0	75	0	0	22	71	75	75
0,04	0	0	0	75	0	1	39	75	75	75
0,05	0	0	0	75	0	1	42	75	75	75
0,06	0	0	0	75	0	1	47	75	75	75
0,07	0	0	0	75	0	75	69	75	75	75
0,08	0	0	0	75	0	75	75	75	75	75
0,09	0	0	0	75	0	75	75	75	75	75
0,10	0	0	0	75	0	75	75	75	75	75
0,11	0	0	1	75	0	75	75	75	75	75
0,12	0	0	1	75	0	75	75	75	75	75

F.2.5. SOÉTN nord – analyses de sensibilité

Eight analyses de sensibilité ont été exécutées (avec simulations de la méthode de MCCM complètes) par rapport à l'exécution centrale (Exé28: $M=0.045$, CPUE $c_p=0,2759$) pour tester la sensibilité des résultats aux hypothèses du modèle de rechange.

- **S01** (Exé56) – estimation de M à l'aide d'une valeur a priori normale : $\mathcal{N}(0, 045, 0, 009)$ (label: "estimer M");
- **S02** (Exé57) – réduction de 1/3 des prises commerciales de 1965 à 1995 (label: "réduire les prises");
- **S03** (Exé58) – augmentation des prises commerciales de 50% (label: "augmenter les prises"); entre 1965 et 1995
- **S04** (Exé59) – utiliser une erreur de détermination de l'âge importante (EV ± 5 âges), une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,10$ (label: "EV5 M45 CV10");
- **S05** (Exé60) – utiliser une erreur de détermination de l'âge importante, une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,2759$ (label: "EV5 M45 CV28");
- **S06** (Exé61) – utiliser une erreur de détermination de l'âge importante, une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,40$ (label: "EV5 M45 CV40");
- **S07** (Exé62) – utiliser une erreur de détermination de l'âge importante, une valeur fixe de $M=0,035$ et fixer CPUE $c_p=0,40$ (label: "EV5 M35 CV40");
- **S08** (Exé63) – utiliser une erreur de détermination de l'âge modérée, mais les CV augmentent selon l'âge (label: "EV3 varCV").

Toutes les analyses de sensibilité, sauf une, ont été repondérées une fois à l'aide de la procédure de Francis (2011) pour les fréquences selon l'âge; l'analyse S02 (E42) a été repondérée à deux reprises, car la deuxième pondération n'a pas fourni d'ajustements de paramètres crédibles. On a ajusté les CV de l'indice de l'abondance uniquement pour la première repondération, en utilisant soit ceux qui avaient été adoptés dans l'exécution centrale (relevé = 0,25, CPUE = 0,2759), soit des erreurs de processus précises. Le « meilleur ajustement » du mode de la distribution a posteriori a servi de point de départ à une recherche bayésienne dans les distributions a posteriori conjointes des paramètres en utilisant la méthode de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM). On a jugé que toutes les analyses de sensibilité, à l'exception de S01 (estimation de M), avaient convergé après 6 million itérations, avec un échantillonnage toutes les 5 000th pour donner 1 200 tirages. On a rejeté les 200 premiers échantillons et utilisé les 1 000 échantillons restants pour l'analyse selon la méthode de MCCM.

Les différences entre les analyses de sensibilité (y compris l'exécution centrale) sont résumées dans les tableaux présentant les estimations de paramètres médianes (tableau F.62) et les valeurs médianes fondées sur le RMD (tableau F.63). Les représentations de la sensibilité sont présentées dans les figures suivantes :

- figure F.31 – Représentation des traces pour les chaînes de R_0 échantillons de MCMC;
- figure F.32 – Graphiques des diagnostics concernant les chaînes fractionnés pour R_0 échantillons de MCMC;
- figure F.33 – Graphiques des diagnostics concernant l'autocorrélation pour R_0 échantillons de MCMC;
- figure F.34 – Trajectoires de la médiane de B_t/B_0 ;
- figure F.35 – Trajectoires de la médiane du recrutement R_t (individus d'âge 1);
- figure F.36 – Trajectoires du taux de récolte médian u_t ;

- figure F.37 – Diagrammes de quantiles des paramètres choisis pour les analyses de sensibilité;
- figure F.38 – Diagrammes de quantiles des valeurs calculées choisies pour les analyses de sensibilité;
- figure F.39 – Représentations de l'état du stock pour B_{2021}/B_{RMD} .

Les graphiques des diagnostics (Figures F.31 à F.33) indiquent que selon la méthode de MCCM, sept analyses de sensibilité affichaient un bon comportement et que l'une affichait un comportement médiocre et peu crédible :

- Bon - pas de tendance dans les traces, alignement des chaînes divisées, pas d'autocorrélation
 - S02 (-33% prises commerciales de 1965 à 1995)
 - S03 (+50% prises commerciales de 1965 à 1995)
 - S04 (erreur de détermination de l'âge importante, $M=0,045$, CPUE $c_p=0,1$)
 - S05 (erreur de détermination de l'âge importante, $M=0,045$, CPUE $c_p=0,2759$)
 - S06 (erreur de détermination de l'âge importante, $M=0,045$, CPUE $c_p=0,4$)
 - S07 (erreur de détermination de l'âge importante, $M=0,035$, CPUE $c_p=0,4$)
 - S08 (EV avec augmentation du CV, $M=0,045$, CPUE $c_p=0,2759$)
- Médiocre – tendances liées aux traces qui fluctuent considérablement ou affichent une augmentation ou une diminution constante, chaînes fractionnées différentes les unes des autres, autocorrélation importante
 - S01 (estimation de M)

L'analyse qui a estimé M (S01) peut ne pas avoir convergé et les diagnostics marginaux suggèrent une instabilité dans le modèle. De plus, la valeur a posteriori de M_2 (mâles), 0,065 (0,059; 0,073), a largement dépassé la valeur a priori ($\mathcal{N}(0,045, 0,009)$) et a été jugée irréaliste compte tenu de la longévité des espèces du SOÉTN nord.

Les trajectoires des médianes de B_t par rapport à B_0 (Figure F.34, figure F.34) montrent que l'estimation de M (S01) a donné le scénario le plus optimiste, et que l'analyse la plus pessimiste a été celle qui utilisait une matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante, la valeur la plus basse de M et l'indice CPUE c_p le plus grand (S07). Seule l'analyse de sensibilité qui variait de l'analyse centrale en utilisant une erreur de détermination de l'âge importante (S05) avait tendance à refléter fidèlement l'exécution centrale, ce qui indique une faible sensibilité à ce niveau plus large d'erreur de détermination de l'âge par rapport à l'erreur de détermination de l'âge plus restreinte utilisée dans le scénario de référence composite. Les deux analyses de sensibilité des prises (S02, S03) se sont écartées de l'exécution centrale pendant la période reconstituée, mais ont abouti à un épuisement similaire du stock reproducteur (B_{2021}/B_0). Les deux analyses de sensibilité qui différaient de CPUE c_p ($\in \{0,1, 0,4\}$) (ainsi que la matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante) étaient considérablement plus optimistes et plus pessimistes que l'exécution centrale, respectivement. La trajectoire utilisant une erreur de détermination de l'âge avec un CV croissant selon l'âge (S08), suivait l'exécution centrale jusqu'aux environs de 1990, puis a reflété le scénario d'augmentation des prises (S02) par la suite. La conclusion générale est qu'en plus d'être sensible aux valeurs de M , le résultat du modèle dépend également de la pondération des données sur les CPUE. Si on accorde de l'importance aux CPUE dans le modèle, la trajectoire de la population est plus optimiste, compte tenu de la tendance généralement à la hausse des CPUE; mais si le modèle ne tient pas compte

de l'indice des CPUE, on obtient une trajectoire plus pessimiste. La nécessité d'utiliser les CPUE pour exercer une influence stabilisatrice a également été constatée dans la dernière évaluation des stocks de bocaccios de la Colombie-Britannique (Starr et Haigh 2022), qui présentait un déclin monotone de la population jusqu'à un important événement de recrutement en 2016.

Les estimations des paramètres variaient peu entre les analyses de sensibilité (Figure F.37), à l'exception de S01. Les quantités déterminées à partir du RMD (Figure F.38) affichaient des valeurs étrangement élevées de u_{RMD} pour une espèce longévive (p. ex. dans l'exécution centrale, $u_{RMD}=0,25/\text{an}$, tableau F.63). La valeur la plus faible de u_{RMD} (0,13/an) apparaît dans l'analyse S08 (augmentation du CV dans l'erreur de détermination de l'âge).

L'état des stocks (B_{2021}/B_{RMD}) pour les sensibilités (Figure F.39) semble toujours se trouver dans la zone saine du MPO.

Table F.62. SOÉTN nord : valeurs médianes des échantillons selon la méthode de MCCM pour les paramètres primaires estimés, en comparant l'exécution centrale à huit analyses de sensibilité (1 000 échantillons chacune). C = Centrale, R = Exécution, S = Sensibilité. Les indices numériques autres que ceux de R_0 et M indiquent les types d'engins suivants g : 1 = relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii, 2 = CPUE de la pêche commerciale/pêche « chalut » et 3 = pêche « autre ». Analyses de sensibilité : S01 = estimation de M , S02 = réduction des prises, S03 = augmentation des prises, S04 = EV5 M45 CV10, S05 = EV5 M45 CV28, S06 = EV5 M45 CV40, S07 = EV5 M35 CV40, S08 = EV3 varCV.

Par	C(E46)	S01(E56)	S02(E57)	S03(E58)	S04(E59)	S05(E60)	S06(E61)	S07(E62)	S08(E63)
R_0	1 617	5 620	1 305	2 038	1 811	1 621	1 538	893	1 487
M_1	—	0,0627	0,0450	0,0450	0,0450	0,0450	0,0450	0,0450	0,0450
M_2	—	0,0652	0,0450	0,0450	0,0450	0,0450	0,0450	0,0450	0,0450
q_1	0,326	0,147	0,383	0,280	0,279	0,322	0,358	0,444	0,401
q_2	0,0000823	0,0000400	0,0000916	0,0000737	0,0000587	0,0000790	0,0000947	0,000116	0,0000982
μ_1	42,0	39,5	42,7	40,9	44,9	42,6	41,6	41,9	43,0
μ_2	34,7	34,8	33,7	35,5	32,3	34,1	34,7	34,6	34,6
μ_3	46,4	—	49,4	45,2	48,8	46,0	45,3	50,0	42,2
Δ_1	-0,830	-1,08	-1,02	-0,811	0,0877	-0,891	-1,07	-1,23	-0,874
Δ_2	-1,10	-1,10	-1,09	-1,17	-0,893	-1,06	-1,12	-1,17	-1,06
Δ_3	-2,11	-0,534	-2,60	-2,43	-0,973	-2,27	-2,73	-2,21	-1,49
$\log v_{1L}$	5,29	4,96	5,35	5,18	5,47	5,35	5,26	5,36	5,33
$\log v_{2L}$	4,40	4,34	4,28	4,51	3,90	4,29	4,44	4,44	4,33
$\log v_{3L}$	5,42	—	5,54	5,36	5,56	5,38	5,35	5,64	5,87

Table F.63. SOÉTN nord : médianes des valeurs calculées au moyen de la méthode de MCMC pour l'exécution centrale et huit analyses de sensibilité (1 000 échantillons chacune) à partir de leurs distributions a posteriori respectives. Voici les définitions utilisées dans le tableau : B_0 – Biomasse féconde en situation d'équilibre à un taux de récolte nul (femelles matures); V_0 – Biomasse vulnérable en situation d'équilibre à un taux de récolte nul (mâles et femelles); B_{2021} – Biomasse féconde au début de 2021; V_{2021} – Biomasse vulnérable au milieu de 2021; u_{2020} – Taux de récolte (rapport entre le total de prises et la biomasse vulnérable) au milieu de 2020; u_{max} – Taux de récolte maximal (calculé pour chaque échantillon comme le taux de récolte maximal de 1935 à 2020); B_{RMD} – Biomasse féconde en situation d'équilibre au rendement maximal durable (RMD); u_{RMD} – taux de récolte situation d'équilibre au RMD; V_{RMD} – Biomasse vulnérable en situation d'équilibre au RMD. Toutes les valeurs de biomasse (et de RMD) sont en tonnes. Analyses de sensibilité : S01 = estimation de M, S02 = réduction des prises, S03 = augmentation des prises, S04 = EV5 M45 CV10, S05 = EV5 M45 CV28, S06 = EV5 M45 CV40, S07 = EV5 M35 CV40, S08 = EV3 varCV.

	C(E46)	S01(E56)	S02(E57)	S03(E58)	S04(E59)	S05(E60)	S06(E61)	S07(E62)	S08(E63)
B_0	14 345	24 627	11 577	18 074	16 067	14 376	13 640	12 680	13 190
V_0 (Trawl)	24 759	36 722	20 254	30 658	28 035	24 892	23 565	22 979	22 406
V_0 (Other)	19 823	30 673	14 832	25 995	20 757	20 019	19 500	17 879	23 715
B_{2021}	8 000	20 931	6 229	10 076	10 956	8 159	6 865	4 640	6 760
V_{2021} (Trawl)	13 210	30 704	10 811	16 089	20 372	13 666	10 848	7 888	11 137
V_{2021} (Other)	9 161	24 592	6 140	12 173	12 946	9 495	7 788	4 546	11 808
B_{2021}/B_0	0,556	0,848	0,539	0,558	0,681	0,562	0,502	0,365	0,513
V_{2021}/V_0 (Trawl)	0,536	0,829	0,531	0,524	0,731	0,549	0,461	0,343	0,493
V_{2021}/V_0 (Other)	0,459	0,796	0,414	0,470	0,625	0,473	0,400	0,253	0,496
u_{2020} (Trawl)	0,0189	0,00821	0,0230	0,0156	0,0121	0,0183	0,0231	0,0312	0,0224
u_{2020} (Other)	0,0229	0,00858	0,0339	0,0173	0,0163	0,0220	0,0269	0,0459	0,0176
u_{max} (Trawl)	0,0692	0,0474	0,0609	0,0826	0,0628	0,0690	0,0725	0,0764	0,0771
u_{max} (Other)	0,0851	0,0394	0,103	0,105	0,0876	0,0832	0,0843	0,121	0,0620
RMD	627	1 499	508	790	701	631	598	428	552
B_{RMD}	3 856	6 531	3 113	4 869	4 249	3 850	3 677	3 381	3 624
$0.4B_{2021}$	1 542	2 612	1 245	1 948	1 700	1 540	1 471	1 352	1 449
$0.8B_{2021}$	3 085	5 225	2 491	3 895	3 399	3 080	2 942	2 705	2 899
B_{2021}/B_{RMD}	2.08	3.19	2.00	2.08	2.58	2.10	1.87	1.38	1.87
B_{RMD}/B_0	0,268	0,266	0,269	0,269	0,265	0,267	0,269	0,266	0,275
V_{RMD}	3 135	3 379	2 292	4 048	3 241	3 161	3 114	3 280	4 594
V_{RMD}/V_0 (Trawl)	0,127	0,0920	0,114	0,133	0,115	0,127	0,132	0,143	0,206
V_{RMD}/V_0 (Other)	0,158	0,109	0,154	0,156	0,156	0,158	0,160	0,184	0,194
u_{RMD}	0,202	0,442	0,220	0,194	0,218	0,198	0,192	0,130	0,120
u_{2020}/u_{RMD} (Trawl)	0,0954	0,0184	0,104	0,0798	0,0554	0,0916	0,121	0,240	0,189
u_{2020}/u_{RMD} (Other)	0,116	0,0192	0,153	0,0898	0,0760	0,110	0,142	0,353	0,147

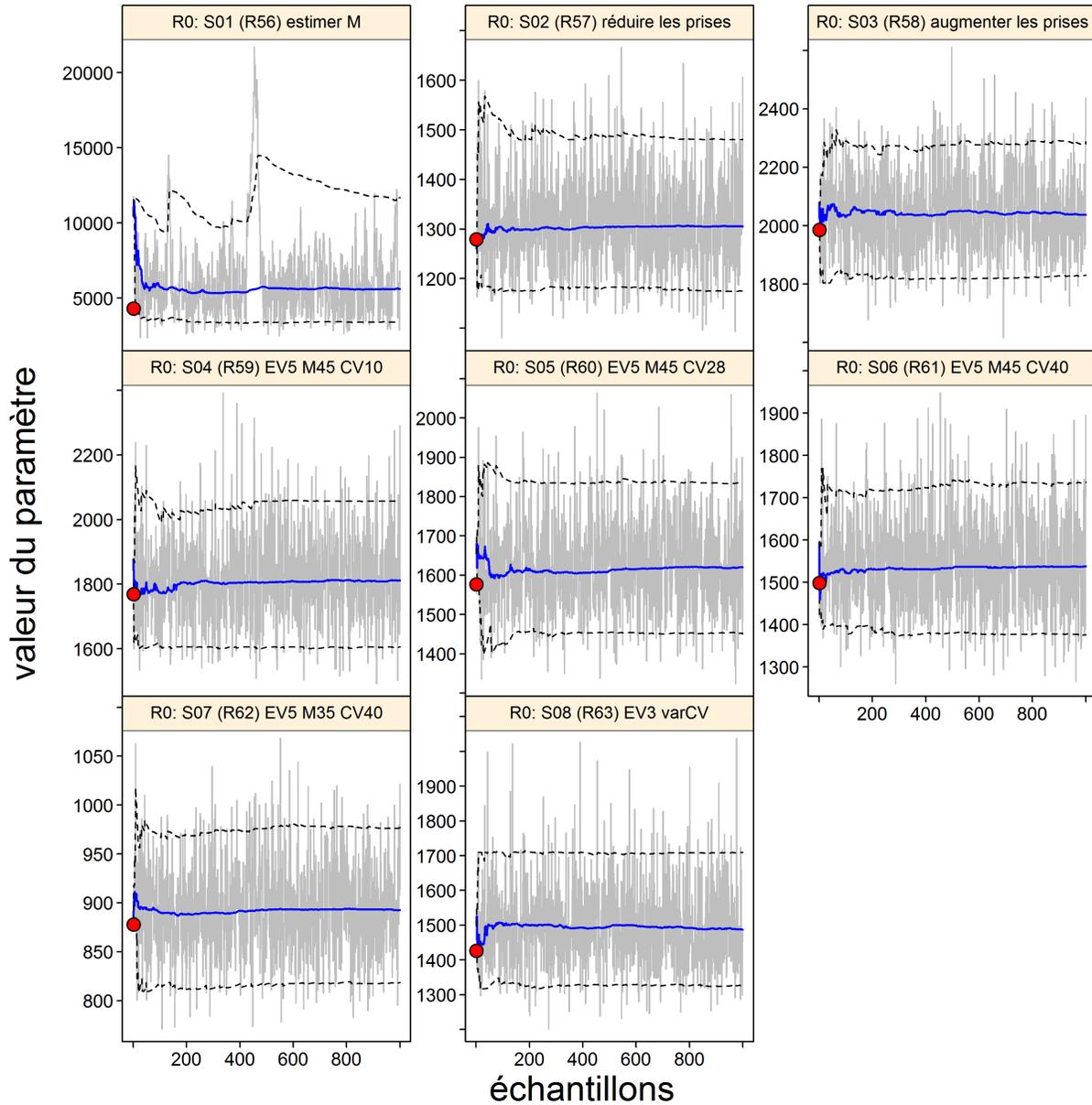


Figure F.31. SOÉTN nord sensibilité de R_0 : traces de la méthode de MCMC pour les paramètres estimés. Les lignes grises représentent les 1 000 échantillons pour chaque paramètre, les lignes pleines bleues montrent la médiane cumulative (jusqu'à l'échantillon en question) et les lignes tiretées montrent les quantiles cumulatifs 0,05 et 0,95. Les cercles rouges représentent les estimations du mode de la distribution a posteriori.

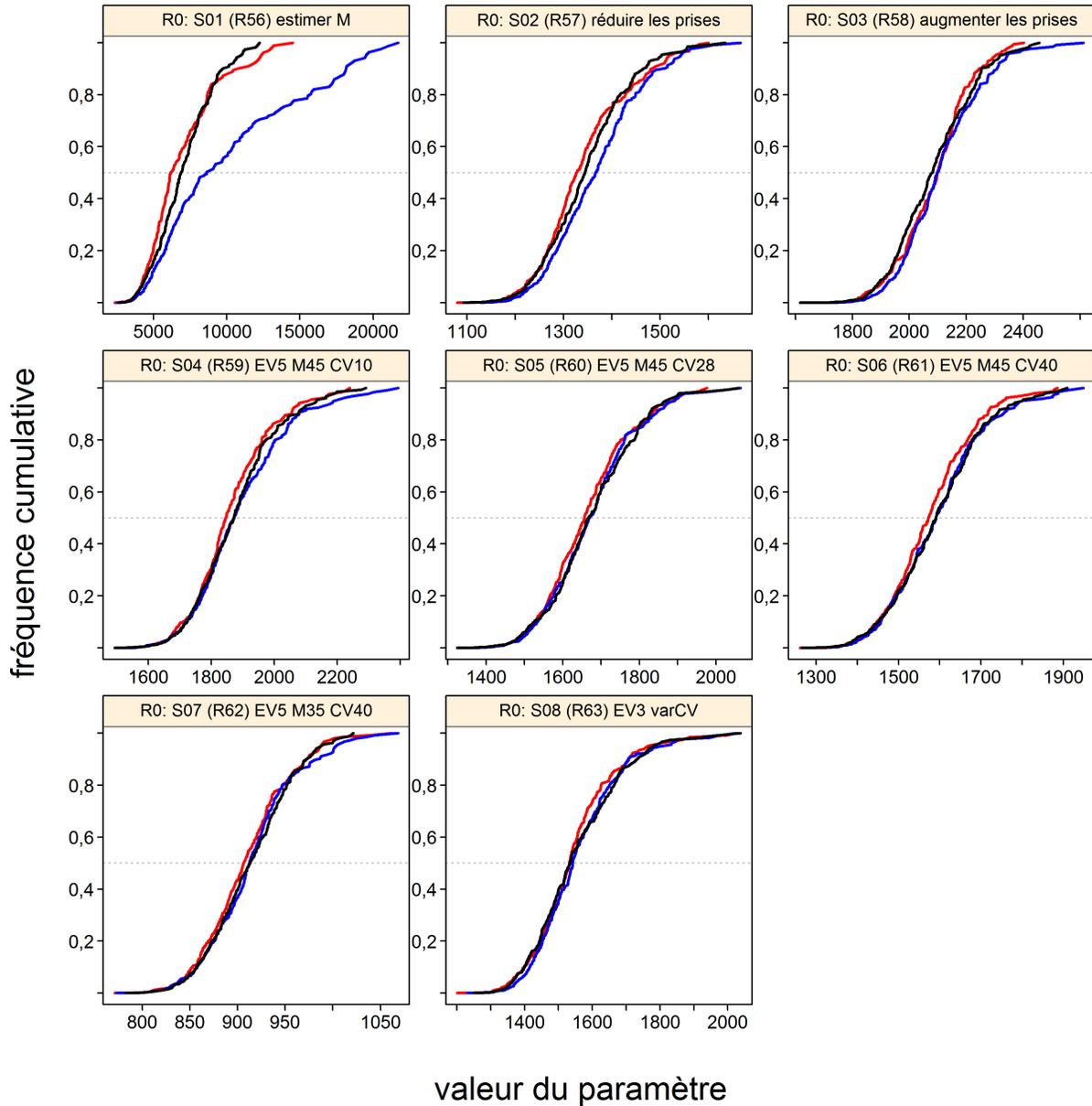


Figure F.32. SOÉTN nord sensibilité de R_0 : graphiques de diagnostics obtenus en divisant la chaîne de MCMC de 1 000 MCMC échantillons en trois segments et en superposant les distributions cumulatives du premier segment (rouge), du deuxième segment (bleu) et du troisième segment (noir).

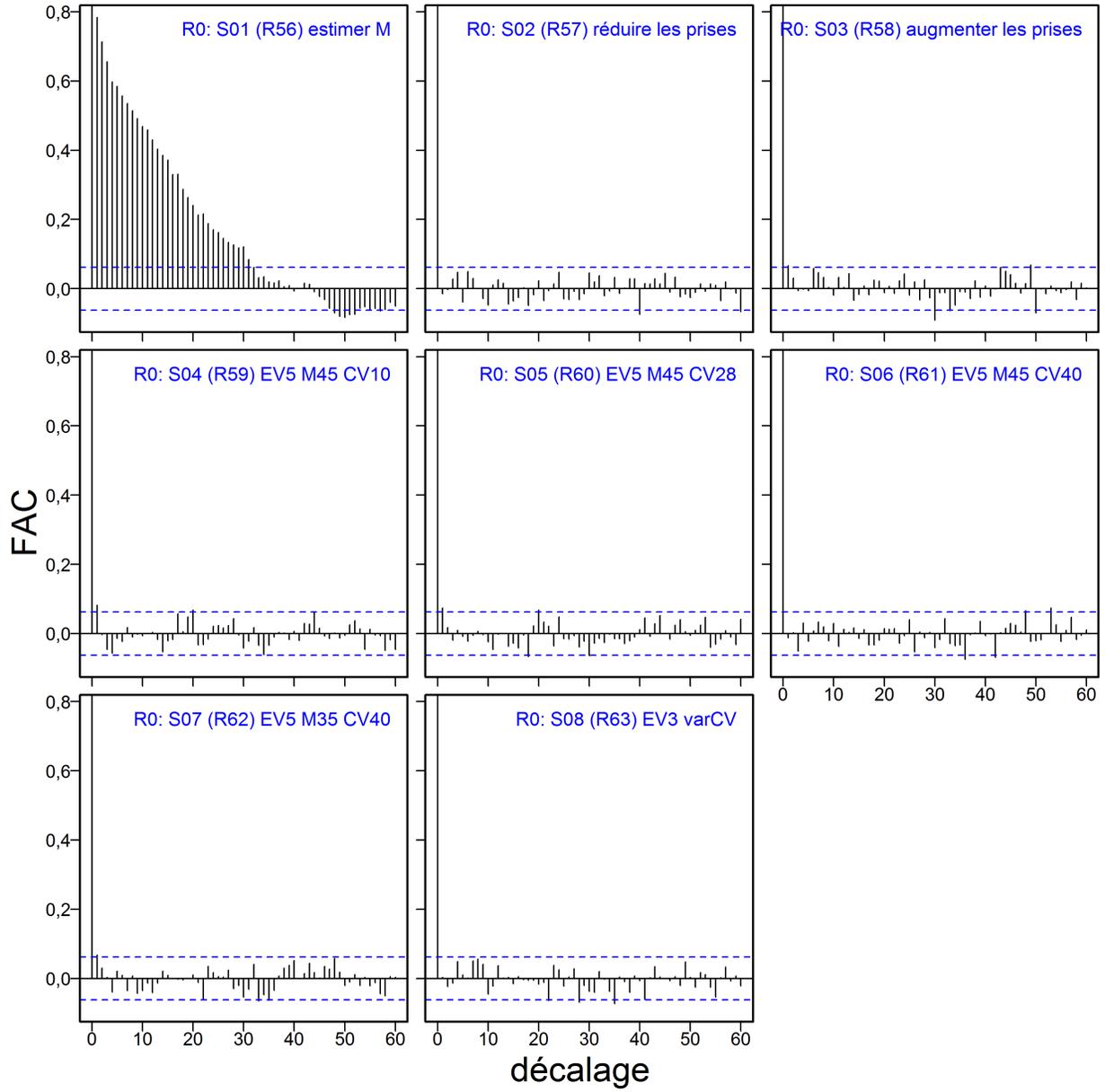


Figure F.33. SOÉTN nord sensibilité de R_0 : graphiques d'autocorrélation pour les paramètres estimés provenant des résultats de la méthode de MCMC. Les lignes horizontales, tiretées et bleues délimitent l'intervalle de confiance à 95% pour l'ensemble de corrélations décalées associé à chaque paramètre.

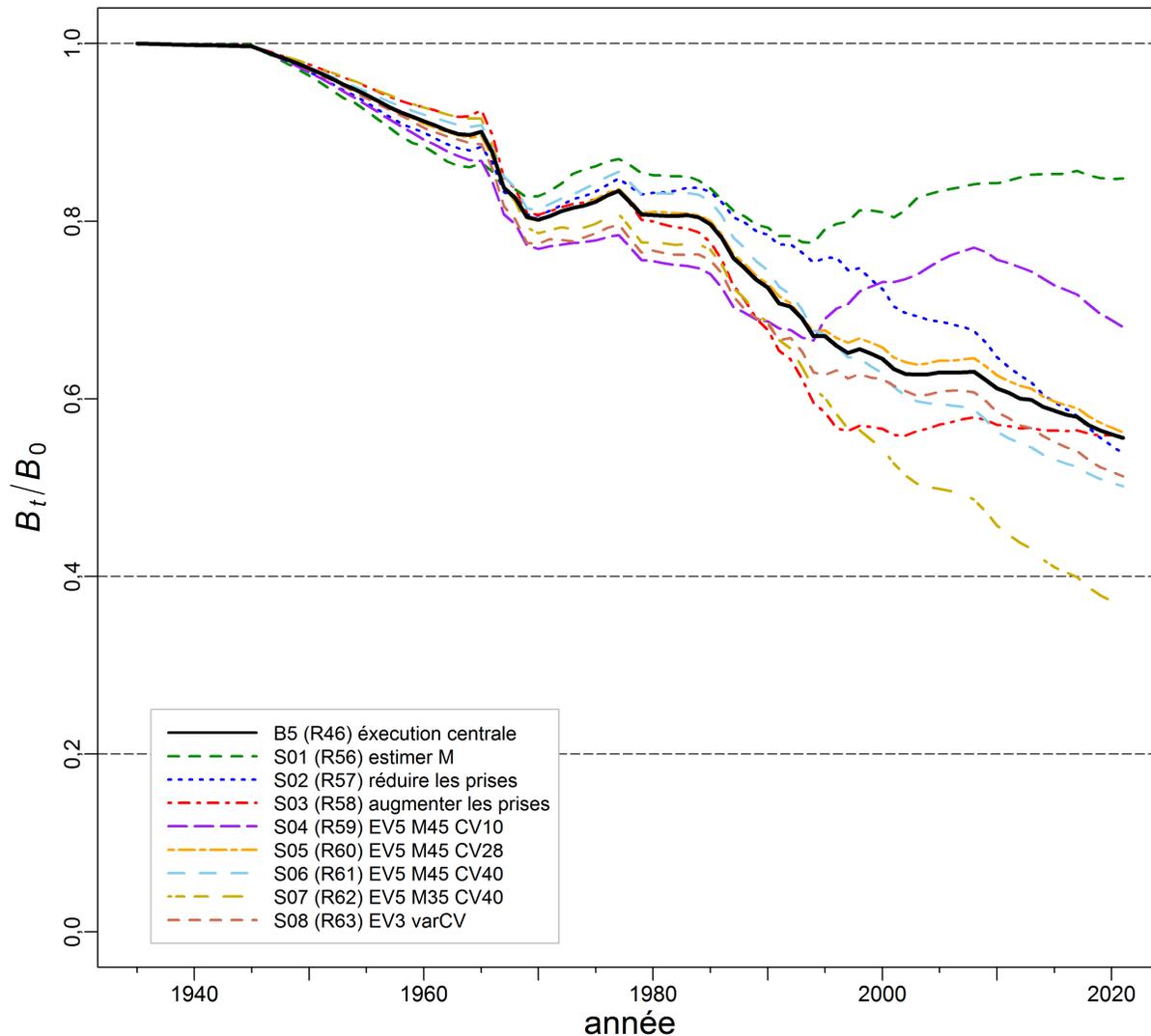


Figure F.34. SOÉTN nord sensibilité : trajectoires modélisées de la biomasse féconde médiane représentée comme une proportion de la biomasse en situation d'équilibre à un taux de récolte nul (B_t/B_0) pour l'exécution centrale du scénario de référence composite et huit analyses de sensibilité (voir la légende dans le coin inférieur gauche). Les lignes horizontales tiretées montrent les points de référence de recharge utilisés par d'autres pays, soit $0,2B_0$ (\sim DFO's USR), $0,4B_0$ (souvent un niveau cible supérieur à B_{RMD}) et B_0 (biomasse féconde en situation d'équilibre).

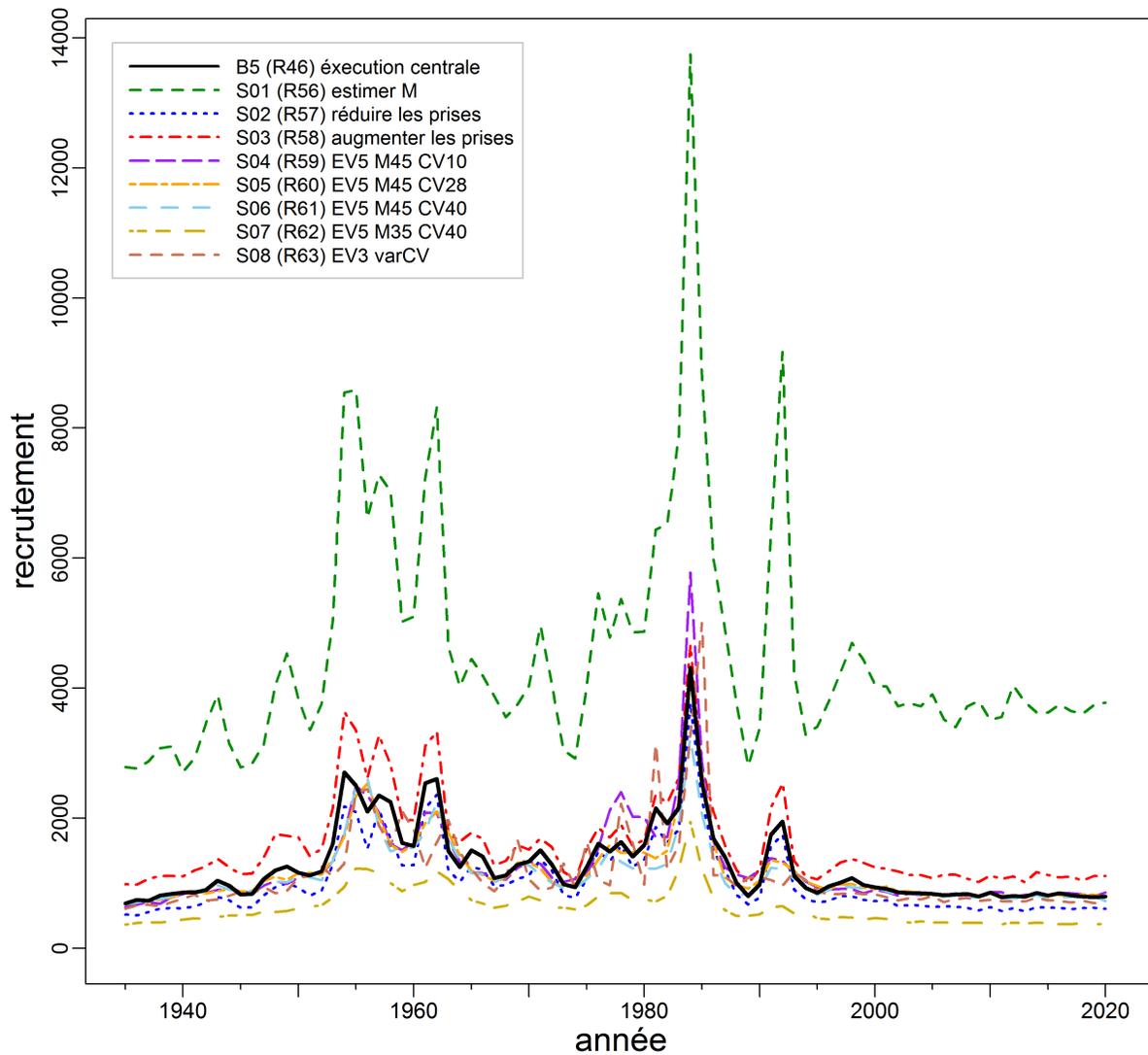


Figure F.35. SOÉTN nord sensibilité : trajectoires modélisées du \log_{10} associé au recrutement médian des individus d'âge 1 (R_t , en milliers d'individus) pour l'exécution centrale du scénario de référence composite et les huit analyses de sensibilité (voir la légende dans le coin supérieur droit).

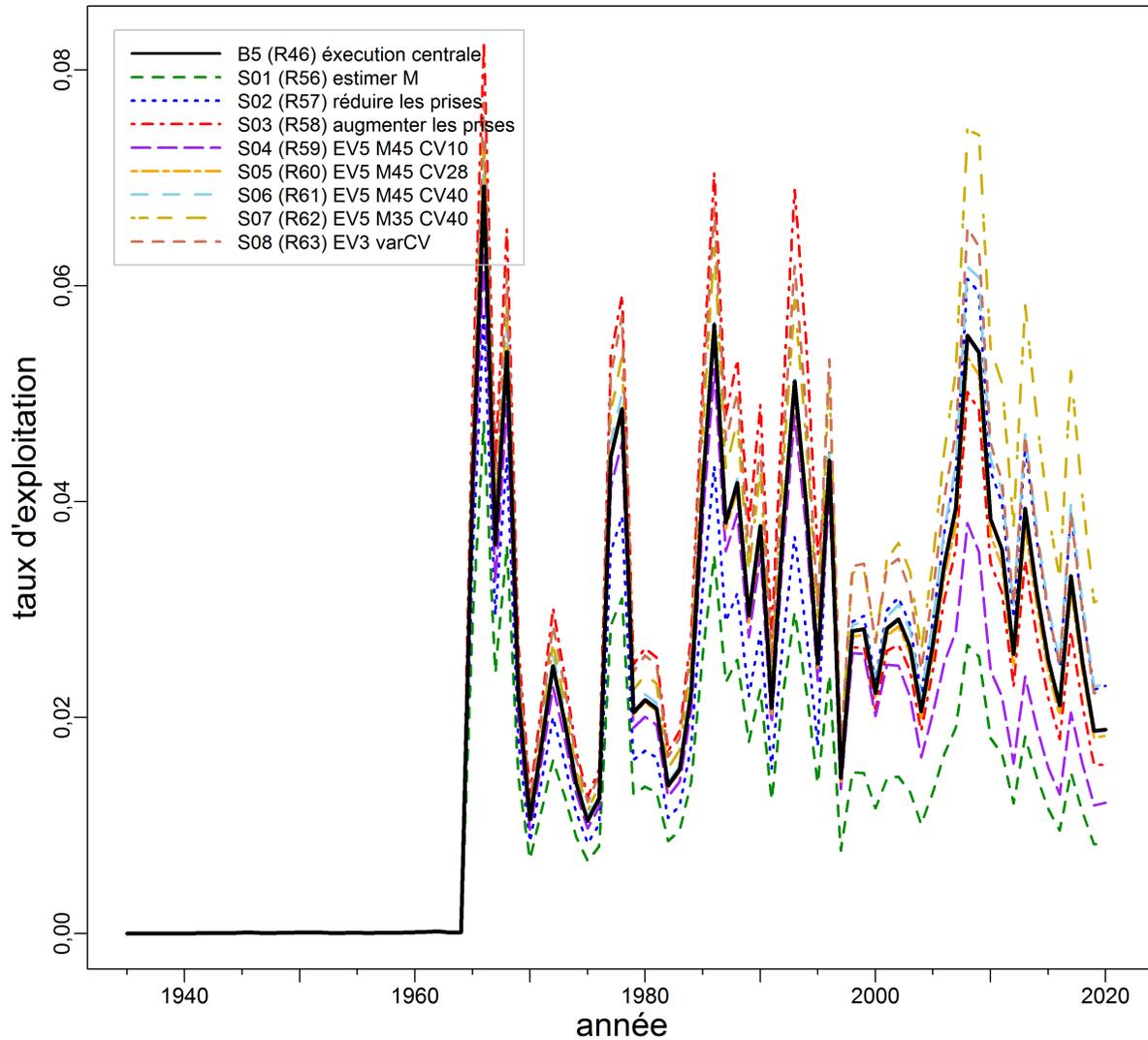


Figure F.36. SOÉTN nord sensibilité : trajectoires modélisées du taux de récolte médian associé à la biomasse vulnérable (u_t) pour l'exécution centrale du scénario de référence composite et huit analyses de sensibilité (voir la légende dans le coin supérieur gauche).

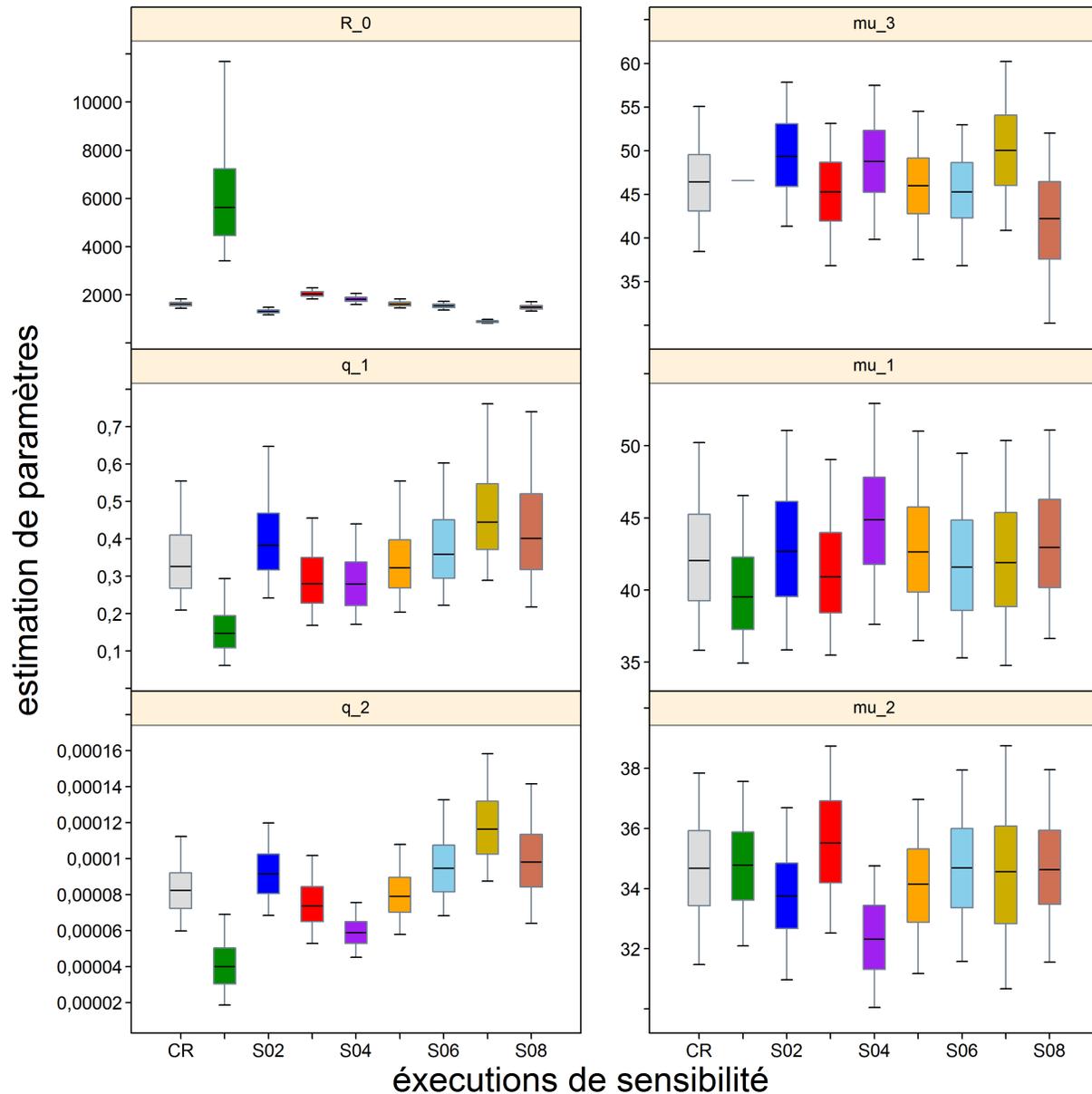


Figure F.37. SOÉTN nord sensibilité : diagrammes de quartiles des estimations de certains paramètres (R_0 , q_g , μ_g) comparant l'exécution centrale à huit analyses de sensibilité. Indices : $g=1$ correspond au relevé synoptique au large de la côte ouest de Haida Gwaii, $g=2$ correspond à la pêche commerciale « chalut » et $g=3$ correspond à la pêche commerciale « autre ». Voir le texte sur les numéros des analyses de sensibilité. Les diagrammes en boîtes délimitent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95; les valeurs aberrantes sont exclues.

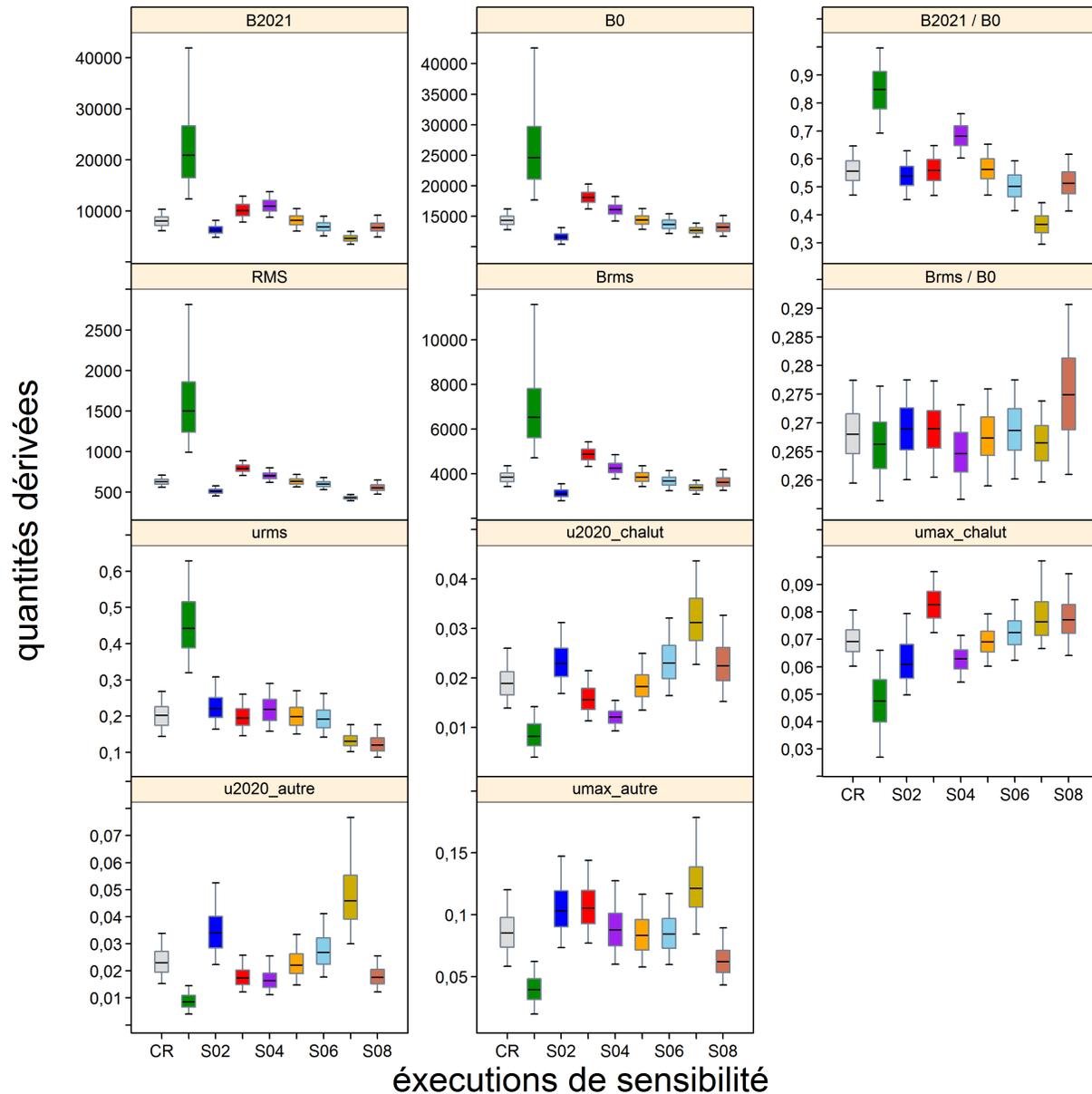


Figure F.38. SOÉTn nord sensibilité : diagrammes de quantiles représentant des valeurs calculées choisies (B_{2021} , B_0 , B_{2021}/B_0 , RMD, B_{RMD} , B_{RMD}/B_0 , u_{2020} , u_{RMD} , u_{max}) qui comparent l'exécution centrale à huit analyses de sensibilité. Voir le texte associé aux valeurs de sensibilité. Les boîtes représentent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95; les valeurs aberrantes ont été exclues.

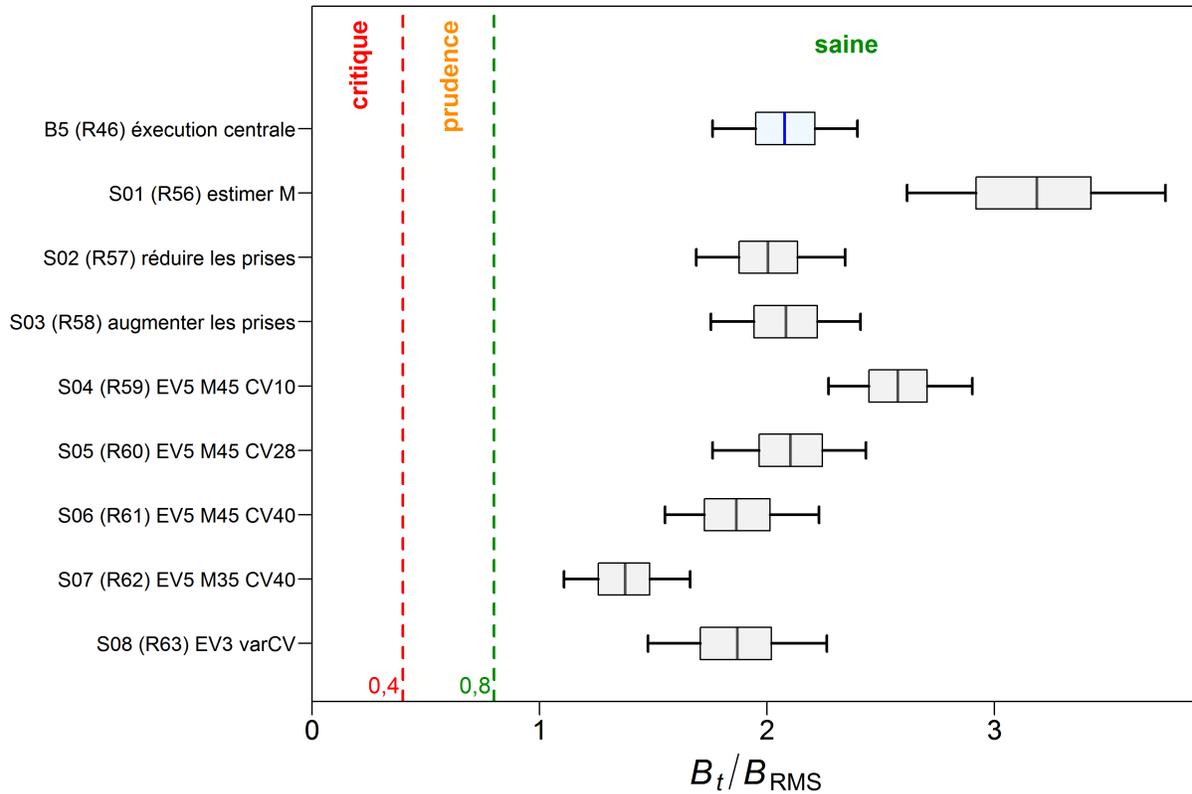


Figure F.39. SOÉTN nord sensibilité : état du stock au début de 2021 par rapport aux points de référence provisoires du MPO selon l'approche de précaution de $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$ pour l'exécution centrale du scénario de référence composite (Exécution46) et huit analyses de sensibilité : S01 (E56) = estimation de M à l'aide d'une valeur a priori normale : $\mathcal{N}(0,045, 0,009)$; S02 (E57) = réduction des prises commerciales de 33% entre 1965 et 1995; S03 (E58) = augmentation des prises commerciales de 50% entre 1965 et 1995 ; S04 (E59) = utiliser une erreur de détermination de l'âge importante (EV ± 5 âges), une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,10$; S05 (E60) = utiliser une erreur de détermination de l'âge importante, une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,2759$; S06 (E61) = utiliser une erreur de détermination de l'âge importante, une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,40$; S07 (E62) = utiliser une erreur de détermination de l'âge importante, une valeur fixe de $M=0,035$ et fixer CPUE $c_p=0,40$; ; S08 (E63) = utiliser une erreur de détermination de l'âge modérée avec des CV croissants, une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,2759$. Les diagrammes en boîtes montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCCM.

F.3. SOÉTN SUD (3CD5AB)

Le scénario de référence pour le SOÉTN sud a été sélectionné à partir des exécutions 11 à 29 du modèle et mis en commun. Voici les décisions importantes prises pendant l'évaluation du SOÉTN sud :

- La mortalité naturelle M a été fixée à trois niveaux : 0,035, 0,045 et 0,055, chacun avec une erreur de processus concernant les CPUE c_p de 0,1, 0,2539 et 0,4, pour un total de neuf modèles de référence utilisant two axes d'incertitude.
 - B1 (Exé18): $M=0,035$, CPUE $c_p=0,1$
 - B2 (Exé12): $M=0,035$, CPUE $c_p=0,2529$
 - B3 (Exé15): $M=0,035$, CPUE $c_p=0,4$
 - B4 (Exé17): $M=0,045$, CPUE $c_p=0,1$
 - B5 (Exé11): $M=0,045$, CPUE $c_p=0,2529$
 - B6 (Exé14): $M=0,045$, CPUE $c_p=0,4$
 - B7 (Exé19): $M=0,055$, CPUE $c_p=0,1$
 - B8 (Exé13): $M=0,055$, CPUE $c_p=0,2529$
 - B9 (Exé16): $M=0,055$, CPUE $c_p=0,4$
- On a fixé la classe « plus » A à 80 ans.
- On a utilisé three séries de l'indice de l'abondance des relevés (relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver et relevé triennal du NMFS), deux avec des données sur la fréquence selon l'âge.
- On a utilisé une série d'indices de l'abondance provenant des activités de pêche commerciale au chalut de fond (indice des CPUE du chalut de fond, 1996 à 2019).
- On a présumé qu'il y avait deux pêches (1 = « chalut » - pêche commerciale + chalut pélagique; 2 = « autre » - pêche à la palangre du flétan, au casier de la morue charbonnière, à la palangre de la morue-lingue, à la palangre en eaux côtières, à la traîne du saumon; chacune comporte des données sur les prises combinées et des données sur la fréquence selon l'âge).
- On a présumé qu'il y avait deux sexes (femelles, mâles).
- On a utilisé des valeurs a priori normales pour certains paramètres de sélectivité de la pêche commerciale : « chalut » $\mu_4 \sim \mathcal{N}(33, 6, 3, 36)$, « autre » $\mu_5 \sim \mathcal{N}(56, 5, 5, 65)$, « autre » $v_{5L} \sim \mathcal{N}(6, 1, 2)$, et valeurs a priori uniformes sur les paramètres de sélectivité commerciale restants.
- On a fixé les paramètres de sélectivité du chalut aux estimations selon le mode de distribution a posteriori pour les relevés synoptiques dans le bassin de la Reine-Charlotte et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, et à des estimations arbitraires pour le relevé triennal du NMFS ($\mu_3=36$, $\Delta_3=0$, $v_{3L}=2,5$).
- On a appliqué le repondération de l'abondance : ajout d'une erreur de processus du CV aux CV des indices, $c_p=0,25$ for surveys and $c_p \in \{0, 1, 0, 2529, 0, 4\}$ pour les séries des CPUE de la pêche commerciale (voir l'Annexe E).
- On a appliqué une repondération de la composition : On a ajusté les tailles d'échantillon effectives dans les fréquences selon l'âge au moyen de la méthode de pondération de l'âge moyen TA1.8 de Francis (2011).
- On a attribué une valeur fixe de 0,9 à l'écart-type des résidus du recrutement (σ_R).
- On a utilisé une matrice d'erreur dans la détermination de l'âge « modérée » décrite comme une distribution normale s'étendant sur trois âges de chaque côté de l'« âge réel » (diagonale de la matrice), décrite à la section D.2.3 de Annexe Det représentée sur la figure D.26 (graphique de gauche).

Trois valeurs fixes de M et trois valeurs CPUE c_p ont produit neuf exécutions de modèle distinctes pouvant être utilisées dans un scénario de référence composite. Durant le processus d'examen par les pairs, les participants ont convenu d'utiliser uniquement six exécutions parce que trois des exécutions présentaient de mauvais diagnostics de la méthode de MCCM (voir la section F.3.3.). Les distributions a posteriori des six exécutions sélectionnées ont été regroupées en un scénario de référence pour l'avis à l'intention des gestionnaires. On a utilisé l'exécution centrale du scénario de référence composite (Exécution11 : $M=0.045$, $c_p=0,2529$) comme exemple de scénario de référence auquel comparer les six analyses de sensibilité.

Toutes les exécutions du modèle ont été repondérées : (i) une fois pour l'abondance, en ajoutant l'erreur de processus c_p aux CV des indices pour la série de CPUE du relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, du relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, du relevé triennal du NMFS et de la pêche commerciale au chalut; et (ii) deux fois pour la composition (tailles d'échantillon effectives pour les données sur les fréquences selon l'âge) au moyen de la procédure de l'âge moyen de Francis (2011). Deux repondérations de la composition ont été nécessaires pour la plupart des exécutions afin de stabiliser le modèle; l'exécution 19 n'a nécessité qu'une seule repondération.

F.3.1. SOÉTN sud – exécution centrale MDP

La procédure de modélisation utilisée ici détermine d'abord le meilleur ajustement (mode de la distribution a posteriori, MDP) aux données en minimisant le logarithme du rapport de vraisemblance négatif. Étant donné que le scénario de référence composite du sébaste à œil épineux a examiné neuf modèles, seule l'exécution centrale ($M=0,045$, CPUE $c_p=0,2529$, matrice d'erreur dans la détermination de l'âge « modérée ») a été utilisée à titre d'exemple (tableaux F.64 et F.65). Ces exécutions du mode de la distribution a posteriori sont devenues les points de départ des simulations de la méthode de MCCM. Les références de graphiques suivantes s'appliquent à l'exécution centrale.

- Figure F.40 – ajustements de l'indice du relevé à toutes les années de relevé;
- Figures F.41 to F.43 – ajustements et résidus des différents relevés;
- Figure F.44 – ajustement des CPUE au chalut de fond et ses résidus;
- Figures F.45 à F.47 ajustements du modèle aux données sur la fréquence selon l'âge des mâles et des femelles pour la pêche commerciale « chalut » et les résidus des sexes combinés;
- Figures F.48 à F.49 ajustements du modèle aux données sur la fréquence selon l'âge des mâles et des femelles pour la pêche commerciale « autre » et les résidus des sexes combinés;
- Figure F.50 to F.53 – ajustements du modèle aux données sur l'âge pour les relevés synoptiques dans le bassin de la Reine-Charlotte et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver et leurs résidus;
- Figure F.54 – estimations modélisées de l'âge moyen par rapport aux âges moyens observés;
- Figure F.55 – relation stock-recrutement et série chronologique du recrutement;
- Figure F.56 – écarts du recrutement et leur autocorrélation;
- Figure F.57 – estimation des sélectivités de l'engin, et ogive de la maturité des femelles;
- Figure F.58 – taux de récolte et prises par type d'engin dans le temps.

Les ajustements du modèle aux indices de l'abondance étaient généralement satisfaisants (Figures F.40 à F.43), même si le point de l'indice de 2010 de la côte ouest de l'île de Vancouver était mal ajusté. L'ajustement à la série d'indices des CPUE était beaucoup plus proche lorsqu'on

utilisait une erreur de processus de 10%, ce qui a amené la biomasse à suivre de plus près le signal des CPUE, alors que les valeurs plus élevées de CPUE compromettaient la série. On n'a pas tenté de retirer la série des indices des CPUE pour ce stock parce que l'opération équivalente pour le SOÉTN nord a entraîné un mauvais comportement du modèle. On fait remarquer que pour le SOÉTN sud, comme celui du nord, une série de CPUE avait une influence stabilisatrice sur le modèle.

Les ajustements aux données sur la fréquence selon l'âge issues de la pêche « chalut » étaient généralement bons (Figure F.45); toutefois, l'ajustement du mode de la distribution a posteriori a souvent sous-estimé les proportions selon l'âge observées. Les ajustements aux fréquences selon l'âge pour la pêche « autre » étaient très mauvais, mais un seul de ces échantillons pouvait être non représentatif (Figure F.45).

Les ajustements aux fréquences selon l'âge du relevé dans le bassin de la Reine-Charlotte étaient bons, mais comportaient de nombreux résidus négatifs (Figure F.51). Les ajustements aux fréquences selon l'âge du relevé au large de la côte ouest de l'île de Vancouver étaient un peu meilleurs que ceux du relevé dans le bassin de la Reine-Charlotte. Les deux relevés ont souffert d'un manque de données parce que les données sur les fréquences selon l'âge faisaient défaut pour beaucoup des années de relevé ou parce que les âges n'avaient pas été déterminés.

Les estimations modélisées de l'âge moyen ne correspondaient que partiellement aux âges moyens observés (Figure F.54). Comme dans le cas du SOÉTN nord, les poids moyens observés durant les premières années de la pêche « chalut » ne correspondaient pas aux estimations du modèle, le modèle estimant beaucoup plus de poissons plus âgés que ceux qui étaient présents dans l'échantillon d'âge, ce qui indique que ces échantillons n'étaient peut-être pas représentatifs de la pêche. Les estimations du recrutement semblaient typiques de celles des autres évaluations du sébaste (Figure F.55), avec plusieurs grands événements de recrutement. Une autocorrélation était évidente dans les résidus du recrutement, et s'atténuait après les 20 premiers décalages. (Figure F.56).

L'estimation du mode de la distribution a posteriori pour la sélectivité de la pêche commerciale « chalut » indiquait que cette pêche capturait de grandes quantités de poissons immatures, tandis que la pêche « autre » ne capturait que des poissons matures (Figure F.57). Les courbes de sélectivité des deux relevés synoptiques étaient bien à gauche de l'ogive de maturité, ce qui confirme qu'elles interceptaient aussi des poissons relativement jeunes. Cela était particulièrement vrai pour le relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, car les données sur les fréquences selon l'âge et les fréquences selon la longueur indiquaient que ce relevé capturait des poissons beaucoup plus jeunes que le relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver.

F.3.1.1. Tableaux – SOÉTN sud EC MDP

Table F.64. SOÉTN sud EC.11.02 : valeurs a priori et estimations du mode de la distribution a posteriori (MDP) pour les paramètres estimés. Information sur les distributions a priori : 0 = uniforme, 1 = normale, 2 = log-normale, 5 = bêta

Phase	Plage	Type	(Moyenne, ET)	Valeur initiale	MDP
R_0 (recrutement à un taux d'exploitation nul)					
1	(1, 10 000 000)	0	(0, 0)	10 000	708,727
M_s (mortalité naturelle par sexe s, où $s = 1$ [femelle], 2 [mâle])					
-3	(0,02, 0,15)	1	(0,035, 0,01)	0,045	0,045
-3	(0,02, 0,15)	1	(0,035, 0,01)	0,045	0,045
-3	(0,01, 0,5)	0	(0, 0)	0,12	0,12
h (taux de variation de la courbe stock-recrutement)					
-1	(0,01, 5)	0	(0,7, 0,6)	0,7	0,7
ϵ_t (écarts liés au recrutement)					
2	(-15, 15)	1	(0, 0,9)	0	Fig F.56
ω (recrutement initial)					
-1	(0, 2)	0	(1, 0,1)	1	1

Table F.65. SOÉTN sud EC.11.02 : valeurs a priori et estimations du mode de la distribution a posteriori pour l'indice g (relevé et pêche commerciale).

Index g	Phase	Plage	Type	(Moyenne,ET)	Initial	MDP	exp (MDP)
Mode de capturabilité des CPUE ($\log q_g$, où $g = 4, 5$)							
4	1	(-15, 15)	0	(0, 0,1)	-1,60944	-8,878	0,00013942
Mode de capturabilité du relevé ($\log q_g$, où $g = 1, 2, 3$)							
1	1	(-5, 5)	0	(0, 0,6)	-1,6	-2,6517	0,070533
2	1	(-5, 5)	0	(0, 0,6)	-1,6	-3,4818	0,03075
3	1	(-5, 5)	0	(0, 0,6)	-1,6	-3,083	0,045821
Sélectivité de la pêche commerciale (μ_g, où $g = 4, 5$)							
4	3	(5, 60)	1	(33,6, 3,36)	33,6	25,294	
5	3	(5, 70)	1	(56,5, 5,65)	56,5	54,856	
Sélectivité du relevé (μ_g, où $g = 1, 2, 3$)							
1	3	(5, 70)	0	(36, 7,2)	36	10,781	
2	3	(5, 70)	0	(36, 7,2)	36	25,135	
3	-3	(5, 70)	1	(36, 7,2)	36	36	
Écart (à gauche) de la courbe de la sélectivité de la pêche commerciale ($\log v_{gL}$, où $g = 4, 5$)							
4	4	(-15, 15)	0	(2,5, 2,5)	2,5	4,42	
5	4	(-15, 15)	1	(6, 0,6)	6	6,3914	
Écart (à gauche) de la courbe de la sélectivité du relevé ($\log v_{gL}$, où $g = 1, 2, 3$)							
1	4	(-15, 15)	0	(2,5, 2,5)	2,5	2,4153	
2	4	(-15, 15)	0	(2,5, 2,5)	2,5	4,3877	
3	-4	(-15, 15)	0	(2,5, 2,5)	2,5	2,5	
Décalage de la sélectivité de la pêche commerciale pour les mâles (Δ_g, où $g = 4, 5$)							
4	4	(-8, 10)	0	(0, 1)	0	1,4292	
5	4	(-8, 10)	1	(0,6, 0,6)	0,6	0,64191	
Décalage de la sélectivité du relevé pour les mâles (Δ_g, où $g = 1, 2, 3$)							
1	4	(-8, 10)	0	(0, 1)	0	-0,63292	
2	4	(-8, 10)	0	(0, 1)	0	1,6586	
3	-4	(-8, 10)	0	(0, 1)	0	0	

Table F.66. SOÉTN sud EC.11.02 : logarithmes du rapport de vraisemblance négatifs et fonction objective d'après les résultats du mode de la distribution a posteriori pour les deux modèles. Les paramètres et les symboles de vraisemblance sont définis à l'annexe F. Pour les indices (\hat{I}_{tg}) et les proportions selon l'âge (\hat{p}_{atgs}), les indices $g = 1, 2, 3$ désignent les relevés au chalut et l'indice $g = 4+$ désigne la pêche commerciale.

Description	Probabilité logarithmique négative	Valeur
Relevé 1	$\log L_3 (\Theta \{\hat{I}_{t1}\})$	1,36
Relevé 2	$\log L_3 (\Theta \{\hat{I}_{t2}\})$	2,64
Relevé 3	$\log L_3 (\Theta \{\hat{I}_{t3}\})$	0,45
CPUE 1	$\log L_3 (\Theta \{\hat{I}_{t1}\})$	-21,56
CAs 1	$\log L_2 (\Theta \{\hat{p}_{at1s}\})$	-1 315,96
CAs 2	$\log L_2 (\Theta \{\hat{p}_{at2s}\})$	-1 316,73
CAC 1	$\log L_2 (\Theta \{\hat{p}_{at4s}\})$	-2 277,25
CAC 2	$\log L_2 (\Theta \{\hat{p}_{at5s}\})$	-477,39
Prior	$\log L_1 (\Theta \{\epsilon_t\}) - \log (\pi(\Theta))$	10,06
Fonction objectif $f(\Theta)$		-5 394,38

F.3.1.2. Figures – SOÉTN sud EC MDP

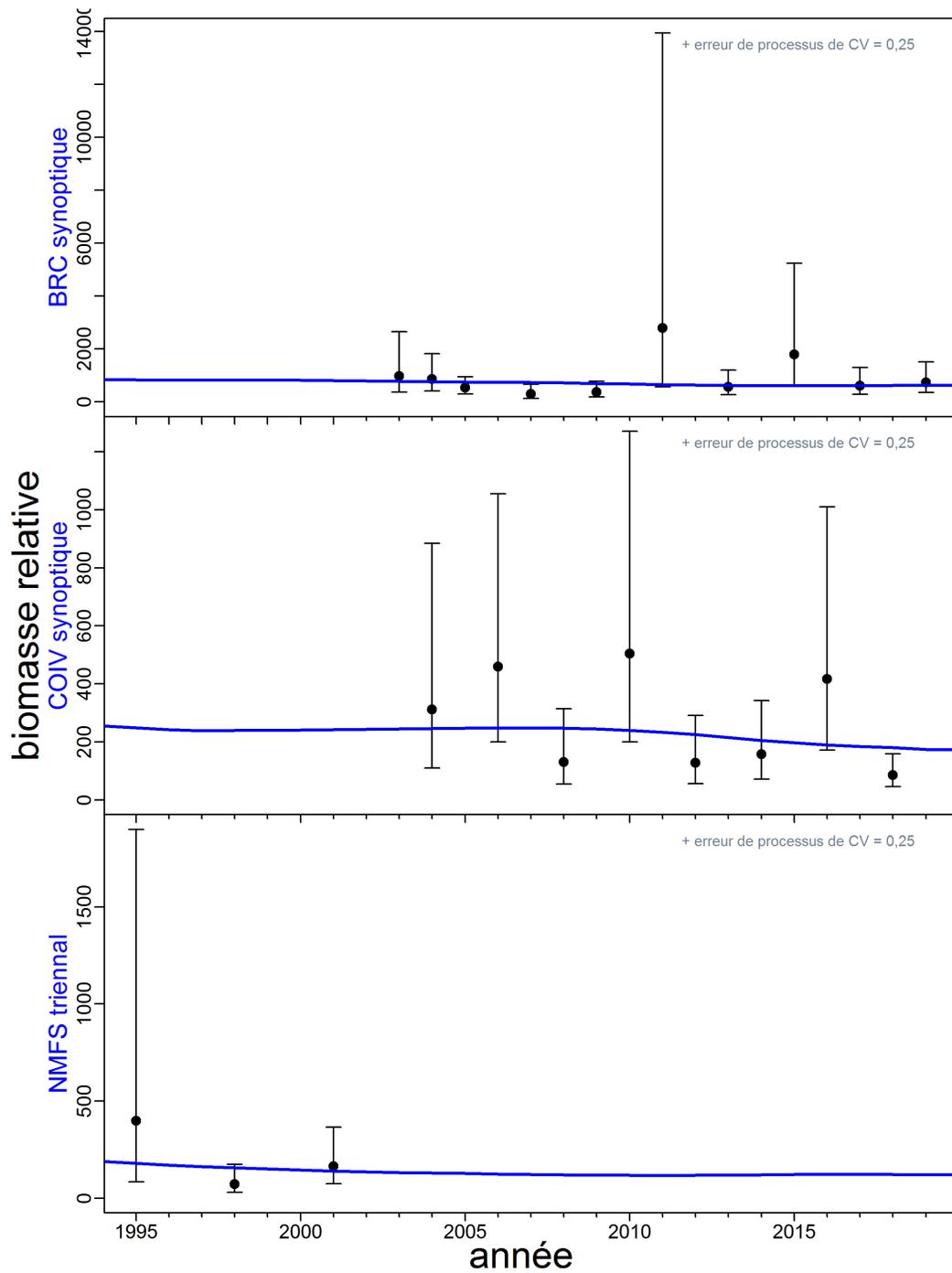


Figure F.40. SOÉTN sud EC.11.02: valeurs de l'indice du relevé (points) avec les intervalles de confiance à 95% (barres) et ajustements du modèle selon le mode de la distribution a posteriori (courbes) pour la série de relevés indépendants de la pêche.

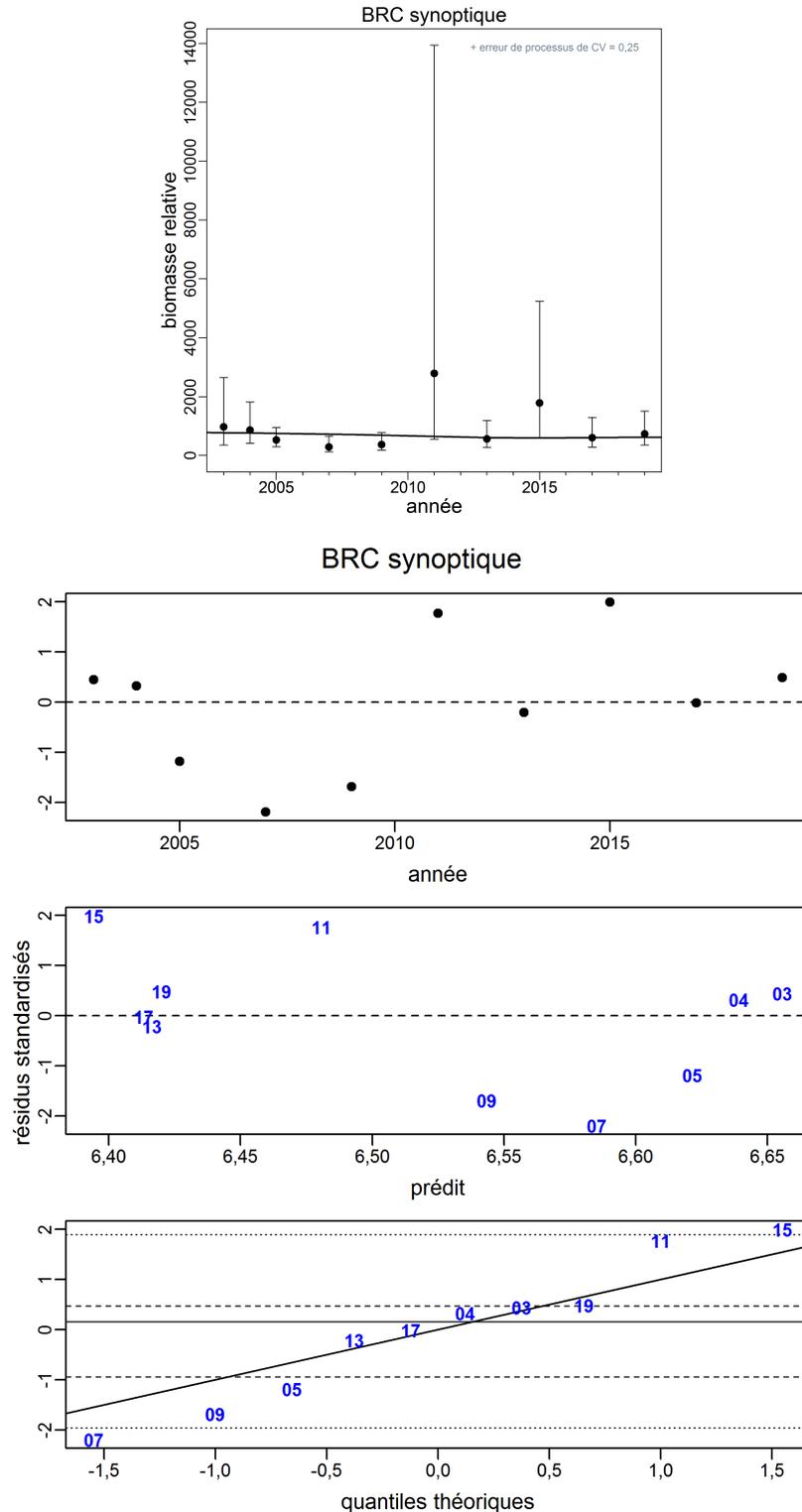


Figure F.41. SOÉT_N sud EC.11.02: ajustement (en haut) et résidus standardisés des ajustements (en bas) du modèle à la série du relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte (valeurs du mode de la distribution a posteriori). Les trois graphiques des résidus montrent, respectivement, les résidus par année d'indice, les résidus par rapport à l'indice prédit et le diagramme quantile-quantile normal pour les résidus (les lignes horizontales donnent les 5e, 25e, 50e, 75e et 95e centiles).

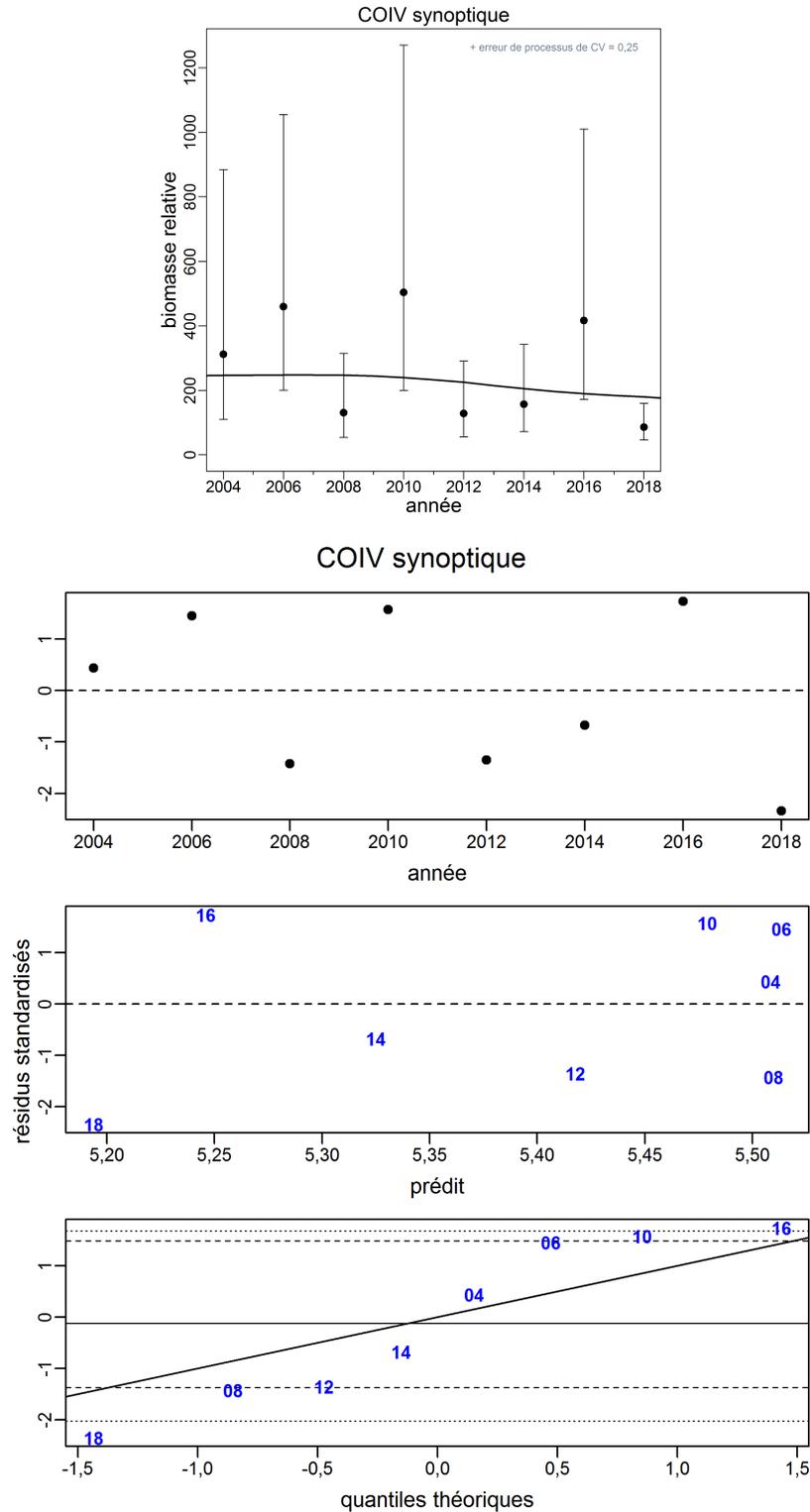


Figure F.42. SOÉTn sud EC.11.02: ajustement (en haut) et résidus standardisés des ajustements (en bas) du modèle à la série du relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (valeurs du mode de la distribution a posteriori). Les trois graphiques des résidus montrent, respectivement, les résidus par année d'indice, les résidus par rapport à l'indice prédit et le diagramme quantile-quantile normal pour les résidus (les lignes horizontales donnent les 5e, 25e, 50e, 75e et 95e centiles).

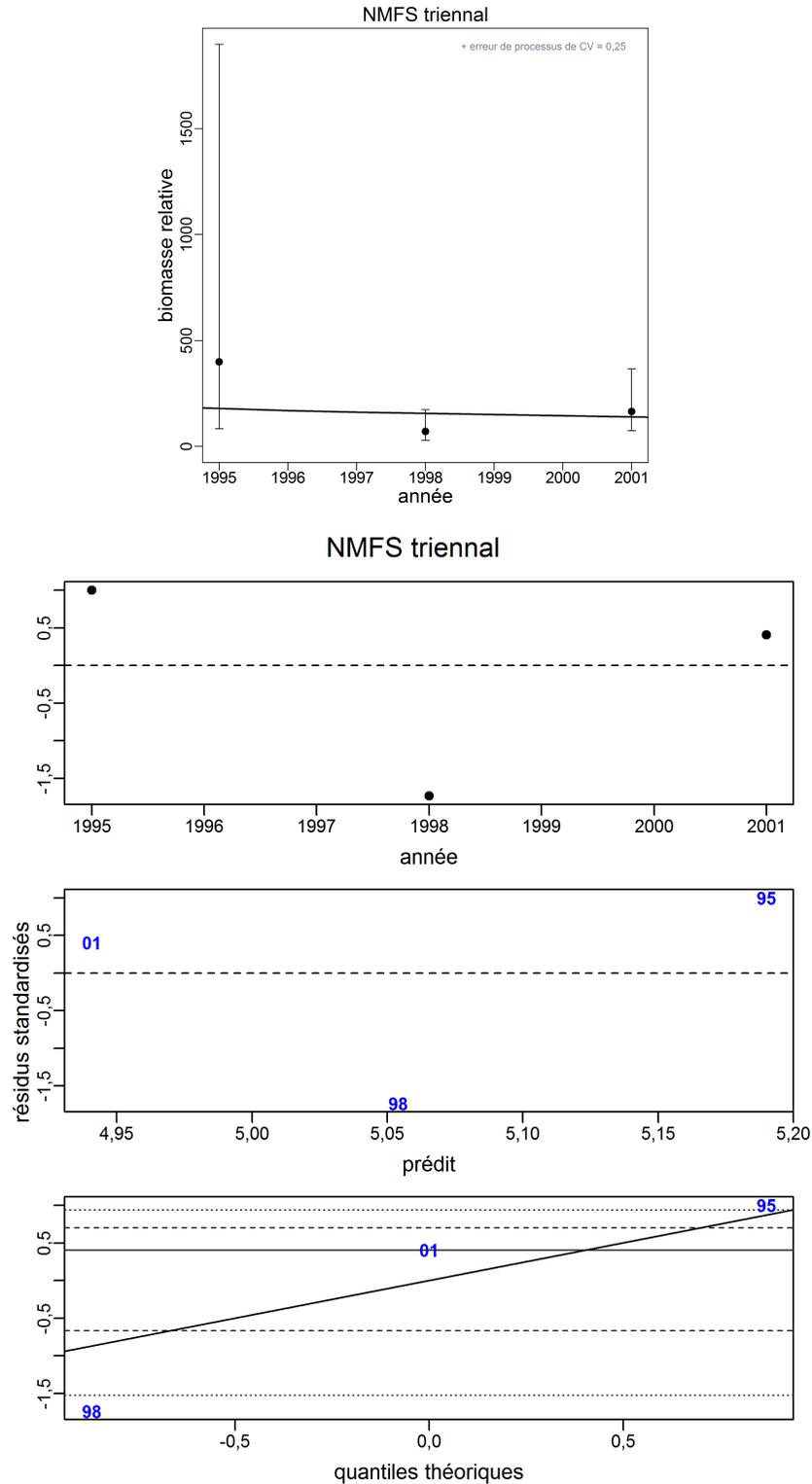


Figure F.43. SOÉTN sud EC.11.02: ajustement (en haut) et résidus standardisés des ajustements (en bas) du modèle à la série du relevé triennal du NMFS (valeurs du mode de la distribution a posteriori). Les trois graphiques des résidus montrent, respectivement, les résidus par année d'indice, les résidus par rapport à l'indice prédit et le diagramme quantile-quantile normal pour les résidus (les lignes horizontales donnent les 5e, 25e, 50e, 75e et 95e centiles).

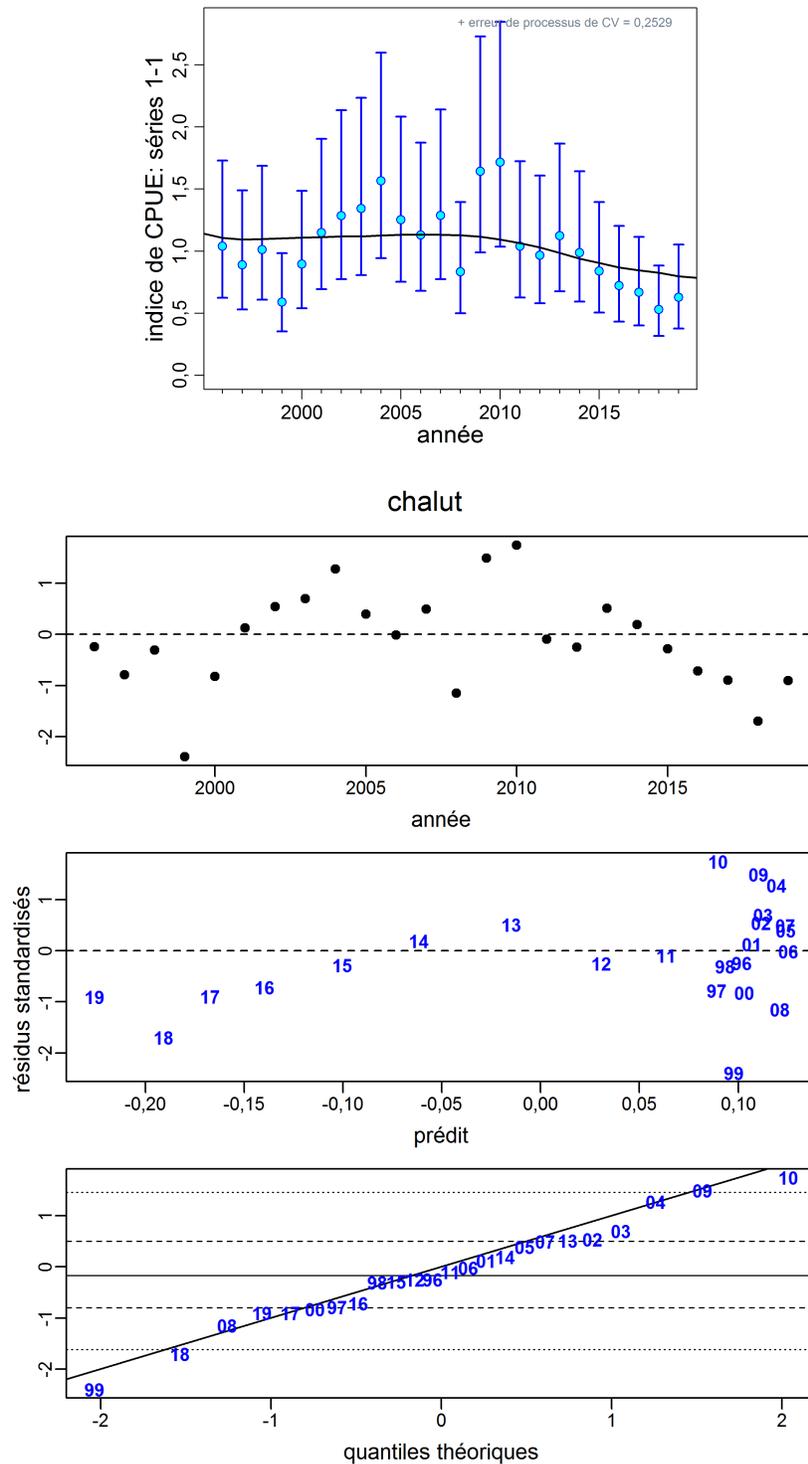


Figure F.44. SOÉTN sud EC.11.02: ajustement (en haut) et résidus standardisés des ajustements (en bas) du modèle à la série d'indices de CPUE au chalut de fond (valeurs du mode de la distribution a posteriori). Les trois graphiques des résidus montrent, respectivement, les résidus par année d'indice, les résidus par rapport à l'indice prédit et e diagramme quantile-quantile normal pour les résidus (les lignes horizontales donnent les 5e, 25e, 50e, 75e et 95e centiles).

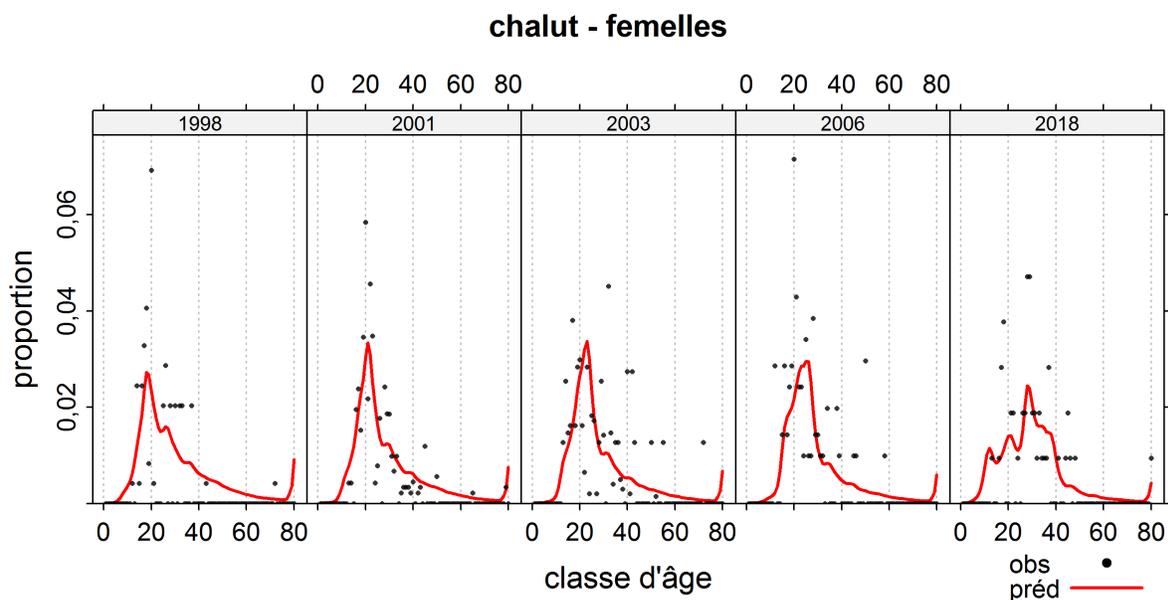


Figure F.45. SOÉTN sud EC.11.02: proportions selon l'âge observées et prédites dans la pêche commerciale(chalut) chez les femelles. Il convient de noter que les années ne sont pas nécessairement consécutives.

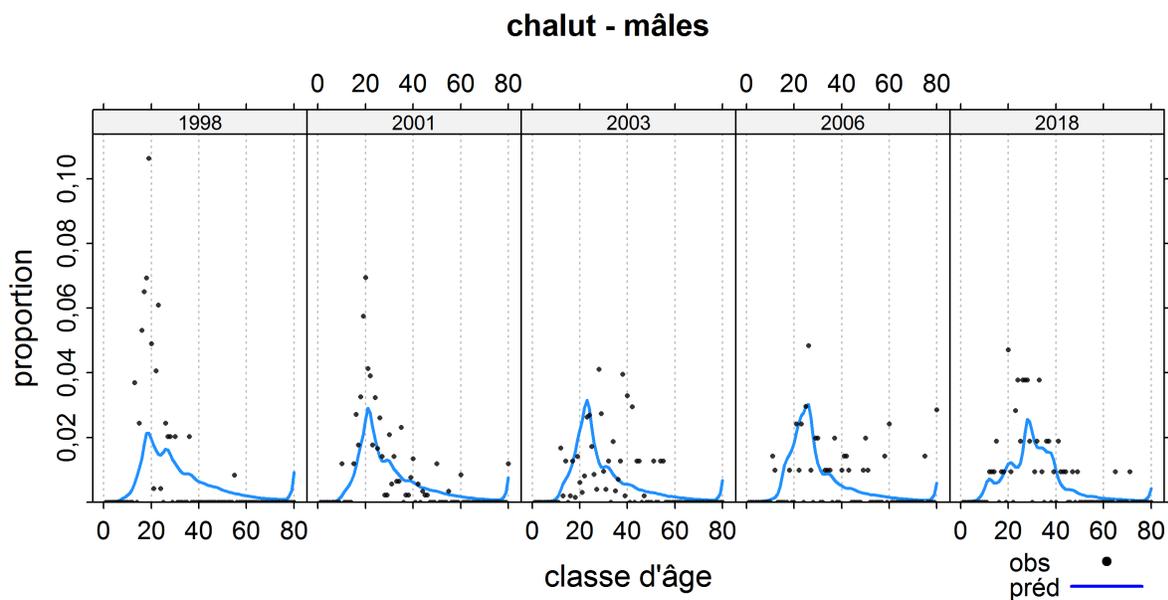


Figure F.46. SOÉTN sud EC.11.02: proportions selon l'âge observées et prédites dans la pêche commerciale (Chalut) chez les mâles. Il convient de noter que les années ne sont pas nécessairement consécutives.

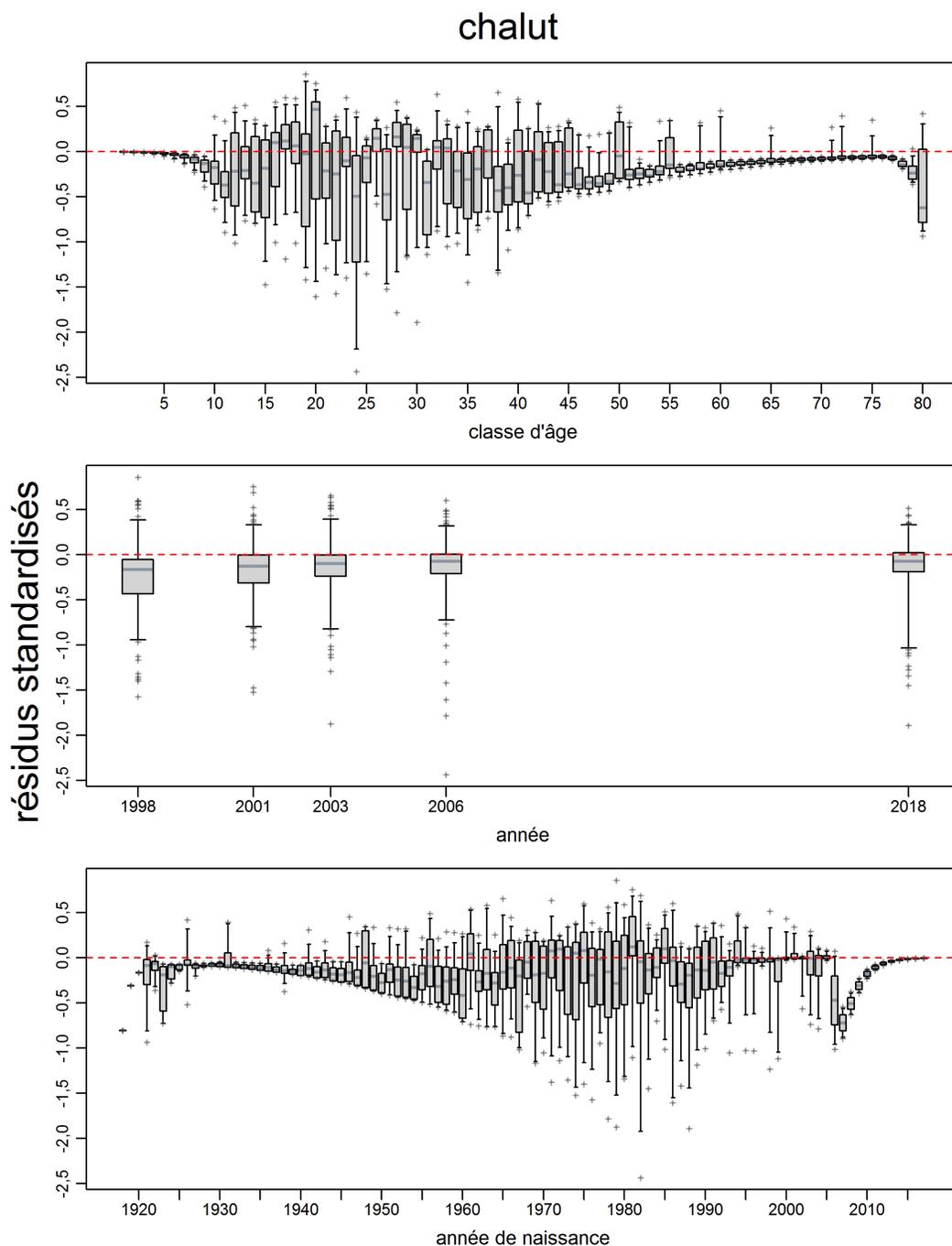


Figure F.47. SOÉTN sud EC.11.02: résidus des ajustements du modèle (790 au total) aux données sur les proportions selon l'âge dans la pêche commerciale (valeurs du mode de la distribution a posteriori) pour la catégorie « chalut ». Les axes verticaux représentent les résidus standardisés. Les diagrammes en boîtes montrent, respectivement, les résidus par classe d'âge, par année de données et par année de naissance (en suivant une cohorte au fil du temps). Les boîtes donnent les plages de quantiles (0,25 à 0,75) avec des lignes horizontales aux médianes, des moustaches verticales s'étendant aux quantiles 0,05 et 0,95 et des valeurs aberrantes apparaissant sous la forme de signes plus.

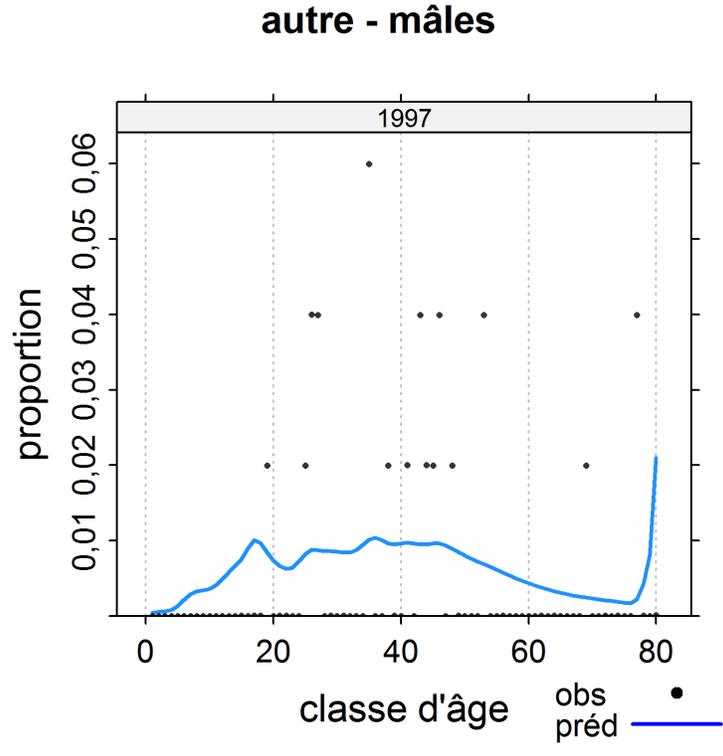
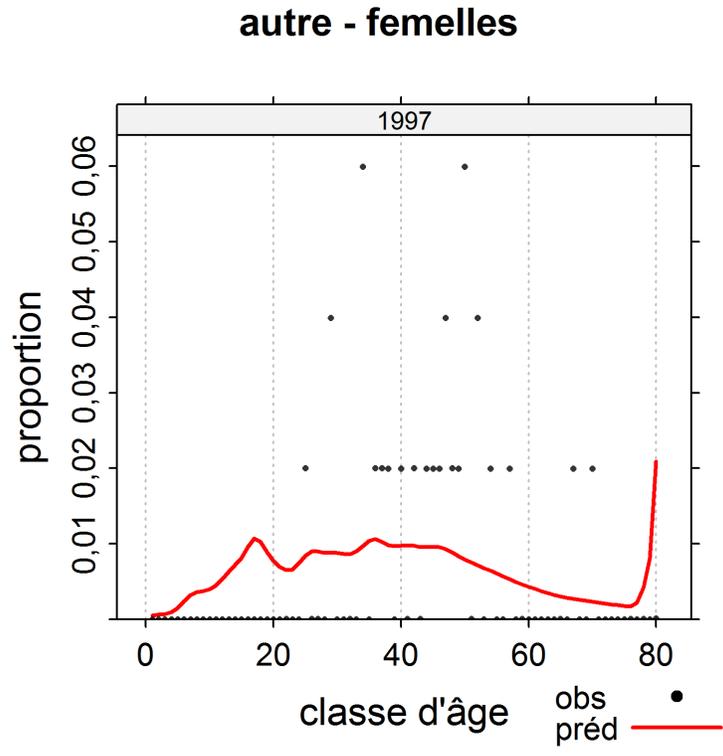


Figure F.48. SOÉTN sud EC.11.02: proportions selon l'âge observées et prédites dans la pêche commerciale (autre) chez les femelles (en haut) et les mâles (en bas).

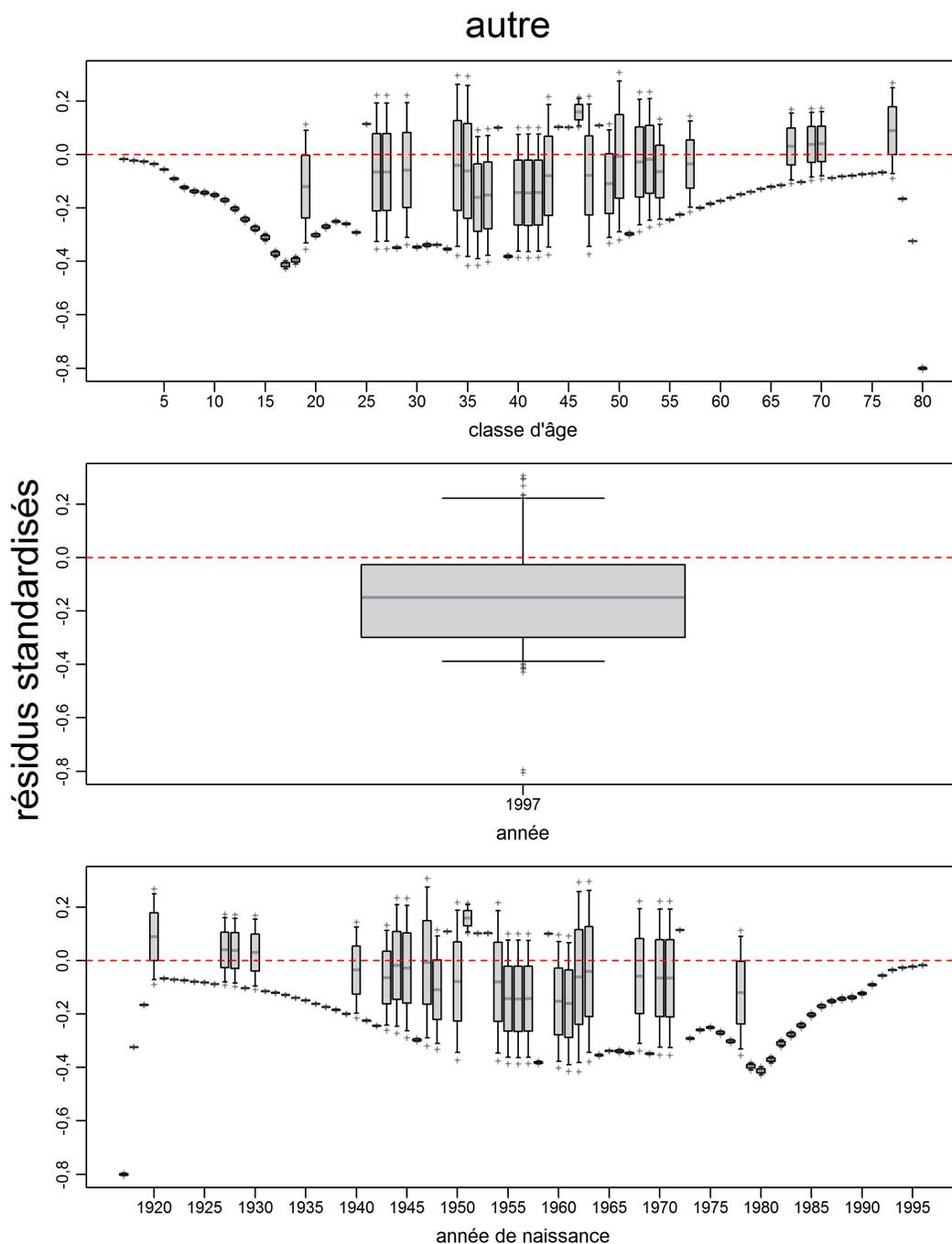


Figure F.49. SOÉTN sud EC.11.02: résidus des ajustements du modèle (158 au total) aux données sur les proportions selon l'âge dans la pêche commerciale (valeurs du mode de la distribution a posteriori) dans la catégorie « autre ». Les axes verticaux représentent les résidus standardisés. Les diagrammes en boîtes montrent, respectivement, les résidus par classe d'âge, par année de données et par année de naissance (en suivant une cohorte au fil du temps). Les boîtes donnent les plages de quantiles (0,25 à 0,75) avec des lignes horizontales aux médianes, des moustaches verticales s'étendant aux quantiles 0,05 et 0,95 et des valeurs aberrantes apparaissant sous la forme de signes plus.

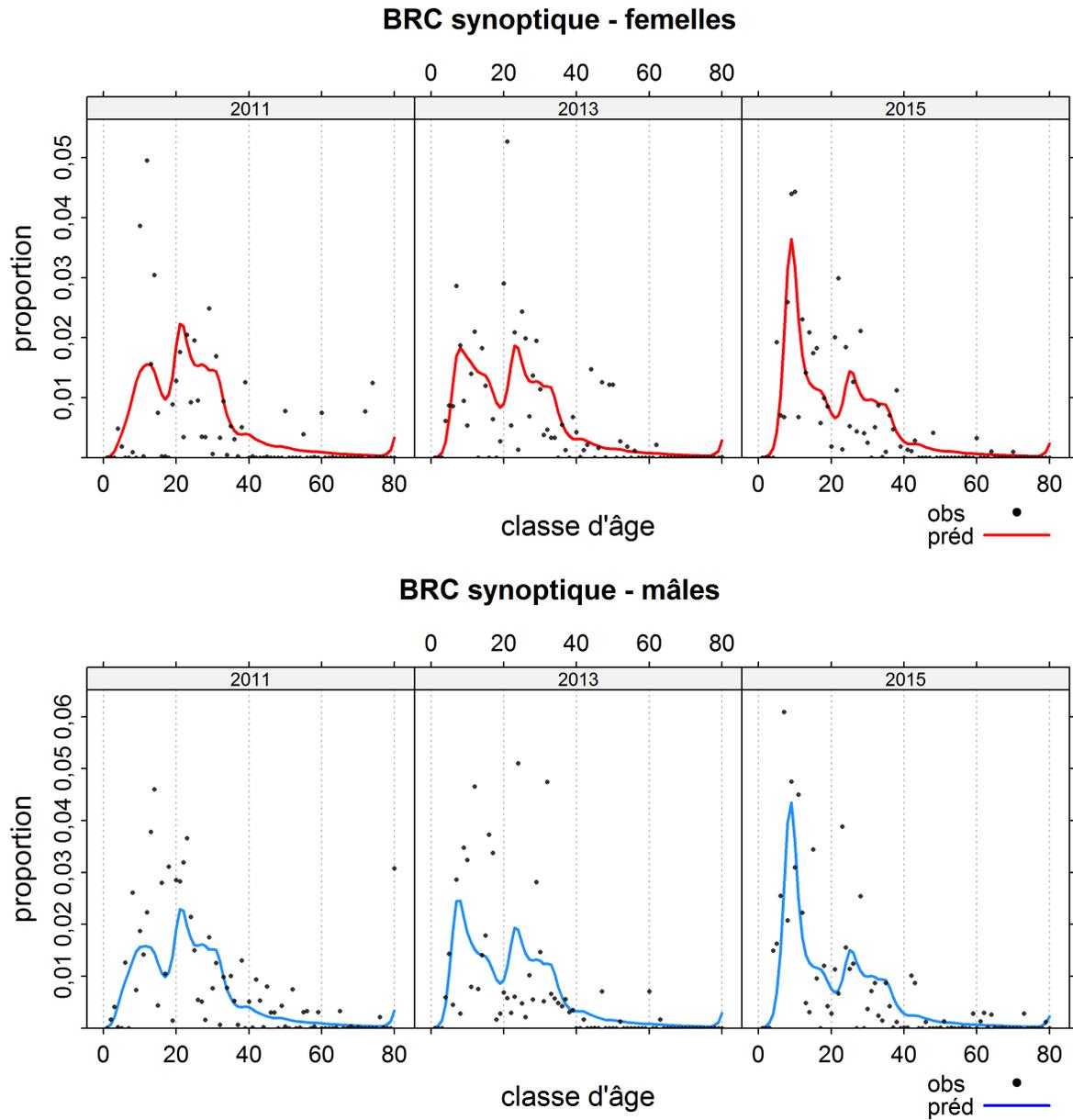


Figure F.50. SOÉTN sud EC.11.02: proportions selon l'âge observées et prédites pour le relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte : femelles (en haut) et mâles (en bas).

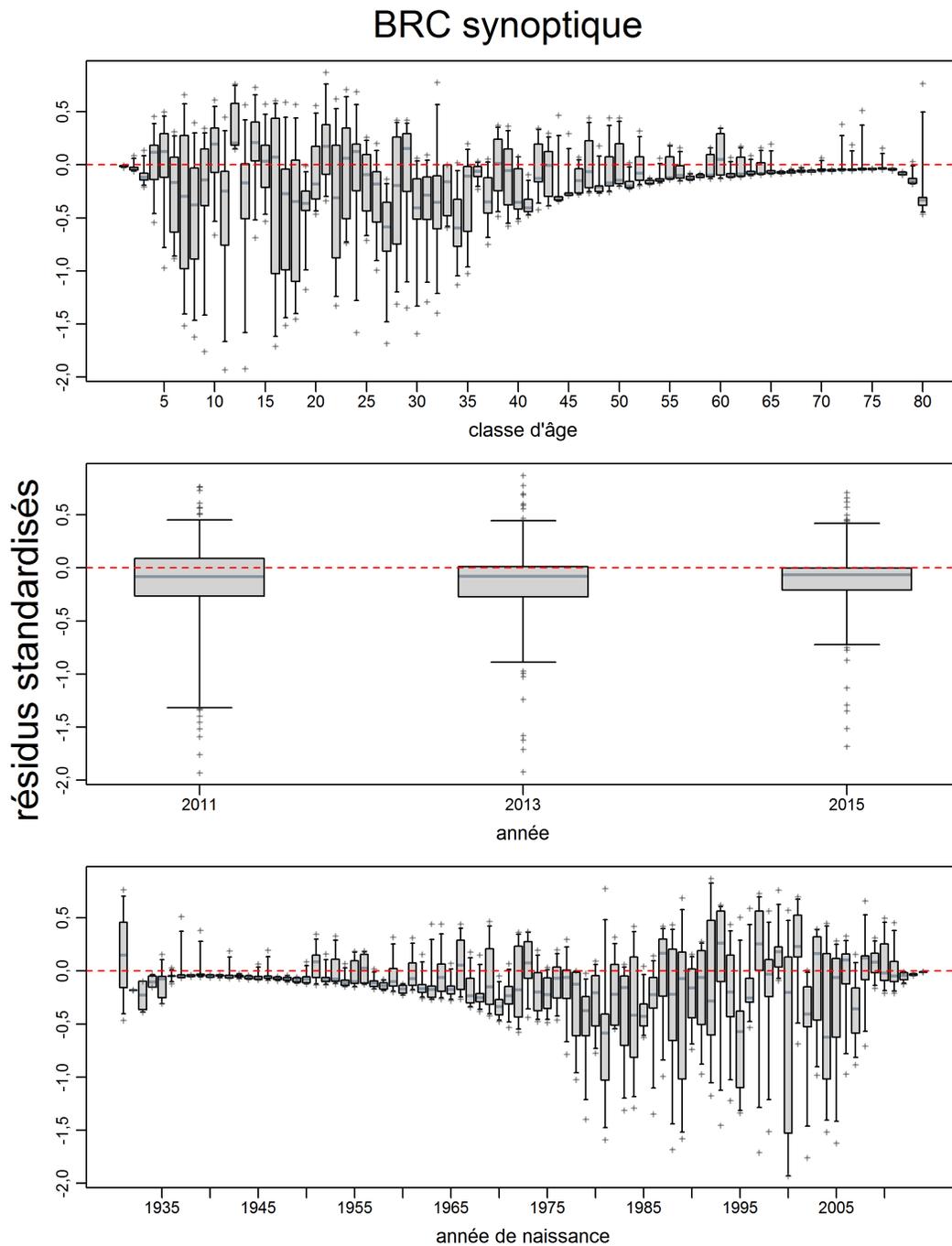


Figure F.51. SOÉTN sud EC.11.02: résidus des ajustements du modèle aux données sur les proportions selon l'âge (valeurs du mode de la distribution a posteriori) de la série du relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte. Les renseignements détaillés sont les mêmes que pour la figure F.47, pour un total de 474 résidus.

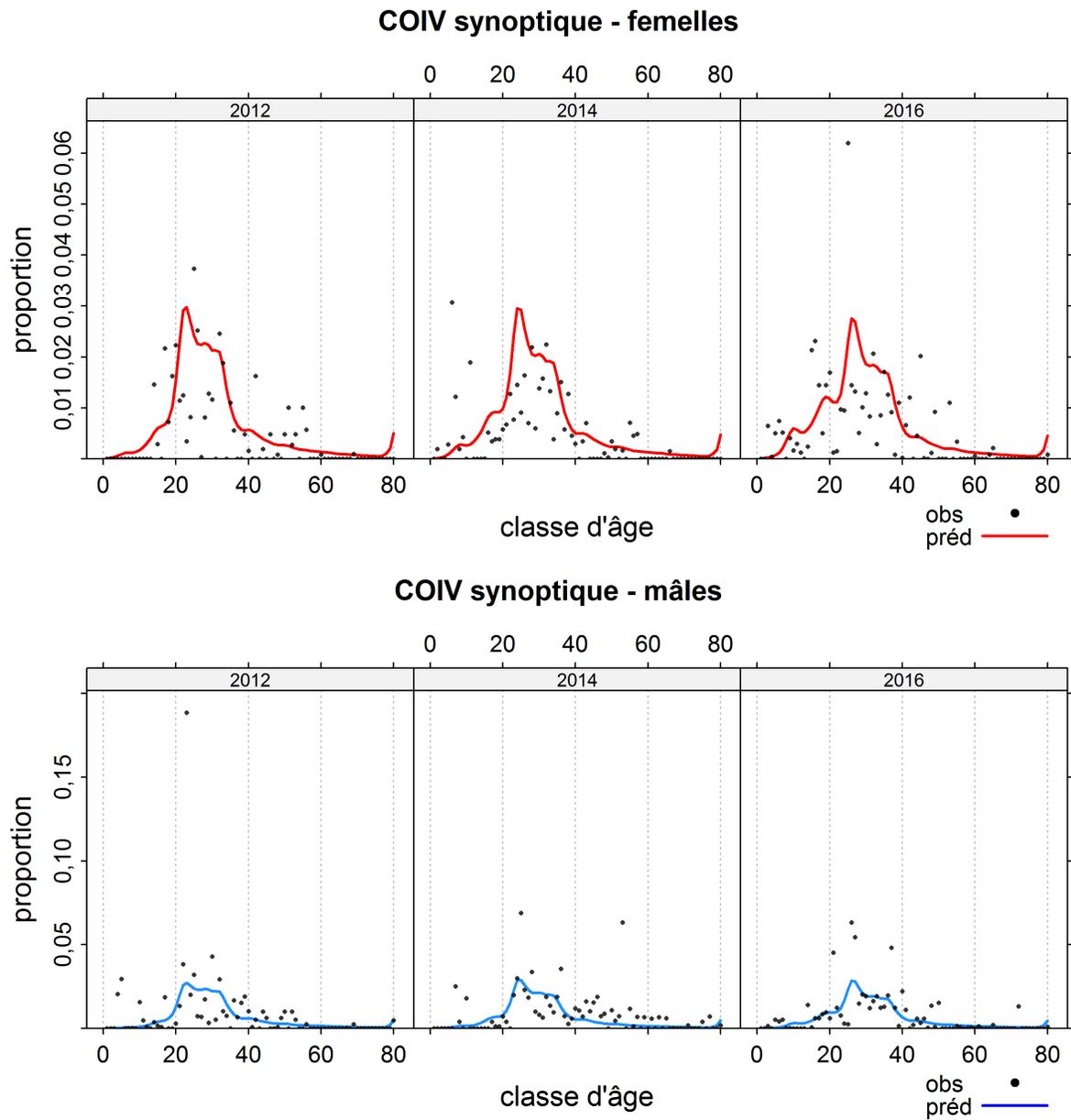


Figure F.52. SOÉTN sud EC.11.02: proportions selon l'âge observées et prédites pour le relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver: femelles (en haut) et mâles (en bas).

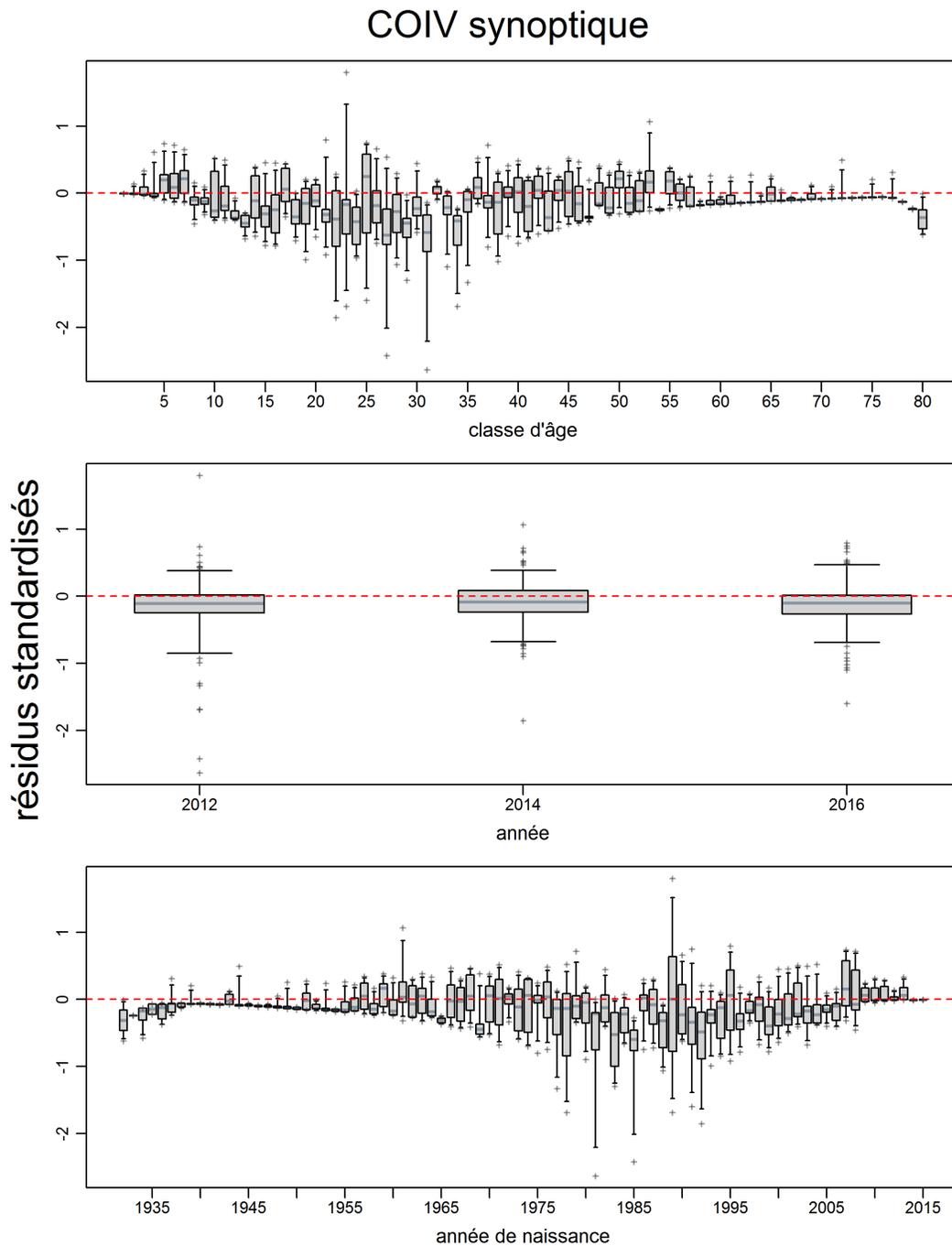


Figure F.53. SOÉTN sud EC.11.02: résidus des ajustements du modèle aux données sur les proportions selon l'âge (valeurs du mode de la distribution a posteriori) de la série du relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les renseignements détaillés sont les mêmes que pour la figure F.47, pour un total de 474 résidus.

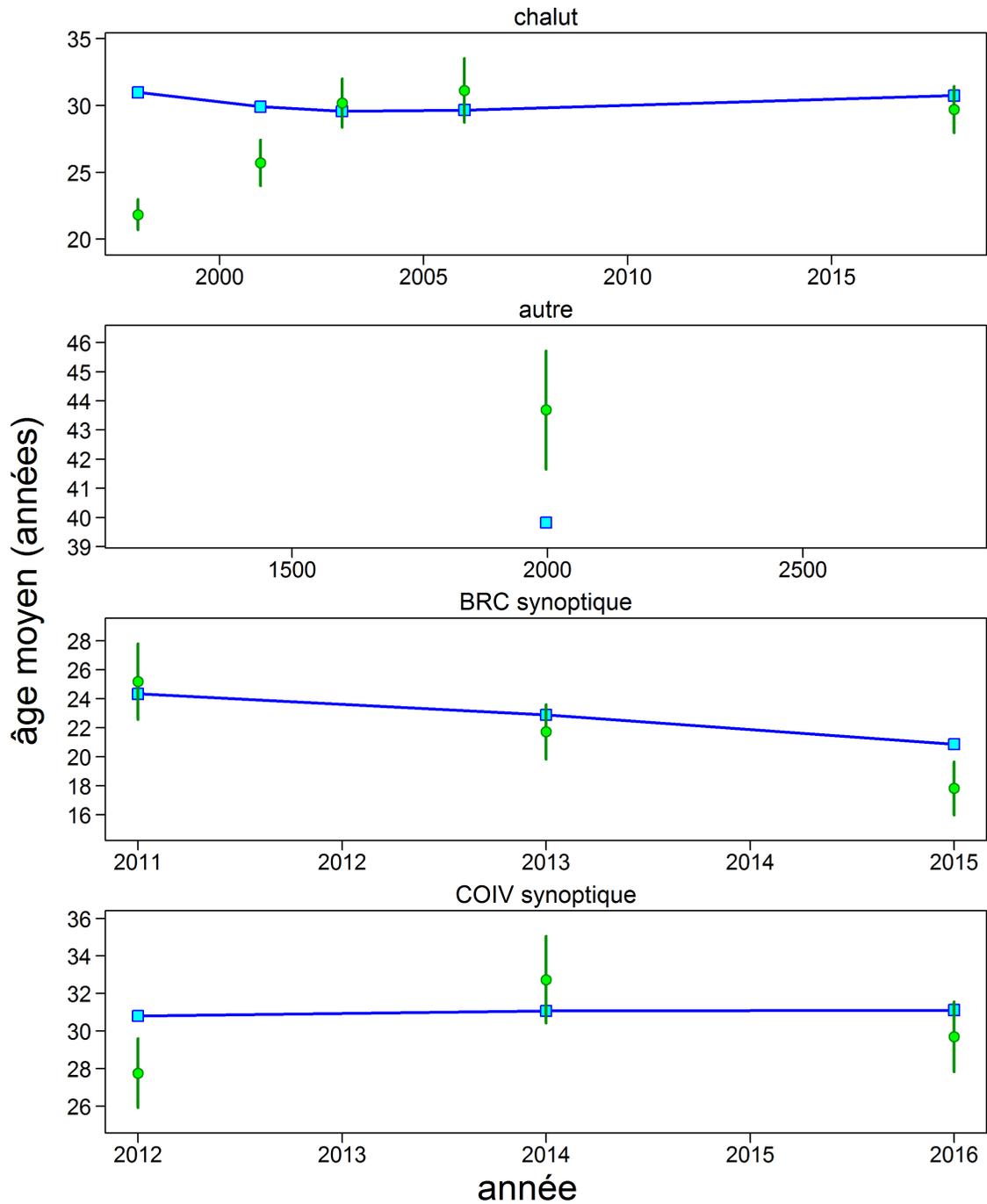


Figure F.54. SOÉTN sud EC.11.02: âges moyens chaque année pour les données (cercles pleins) associés à des intervalles de confiance à 95% et estimations modélisées (carrés ouverts reliés par une ligne) pour les données sur l'âge provenant de la pêche commerciale et des relevés.

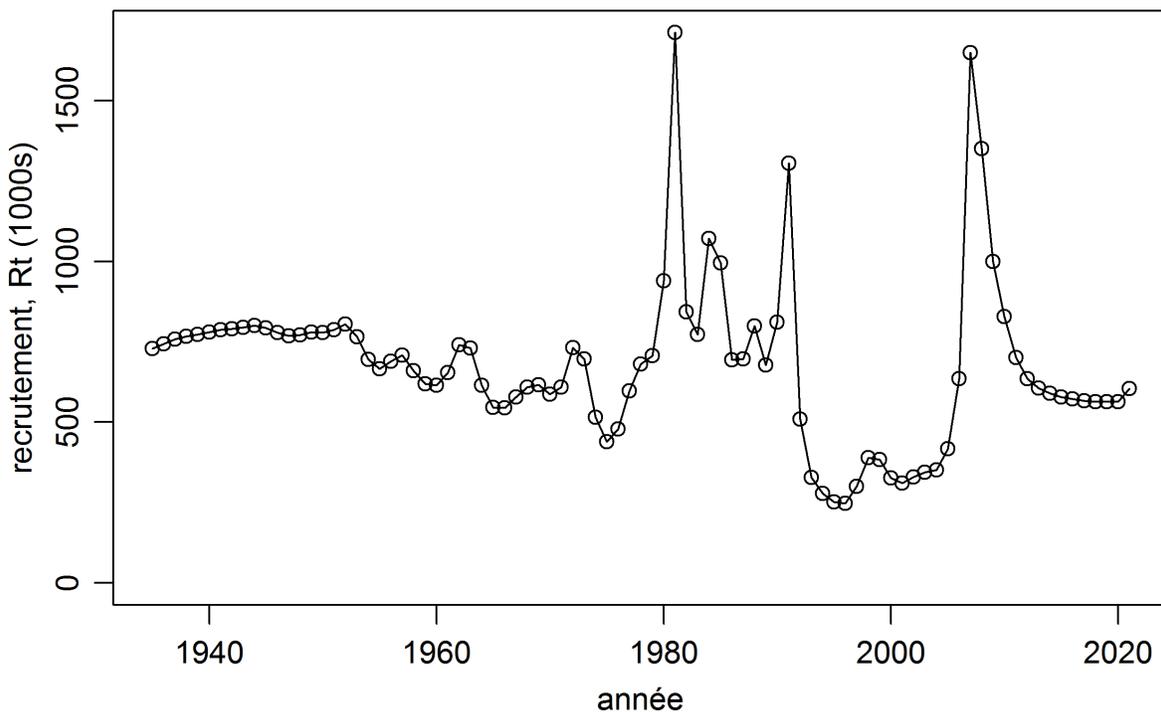
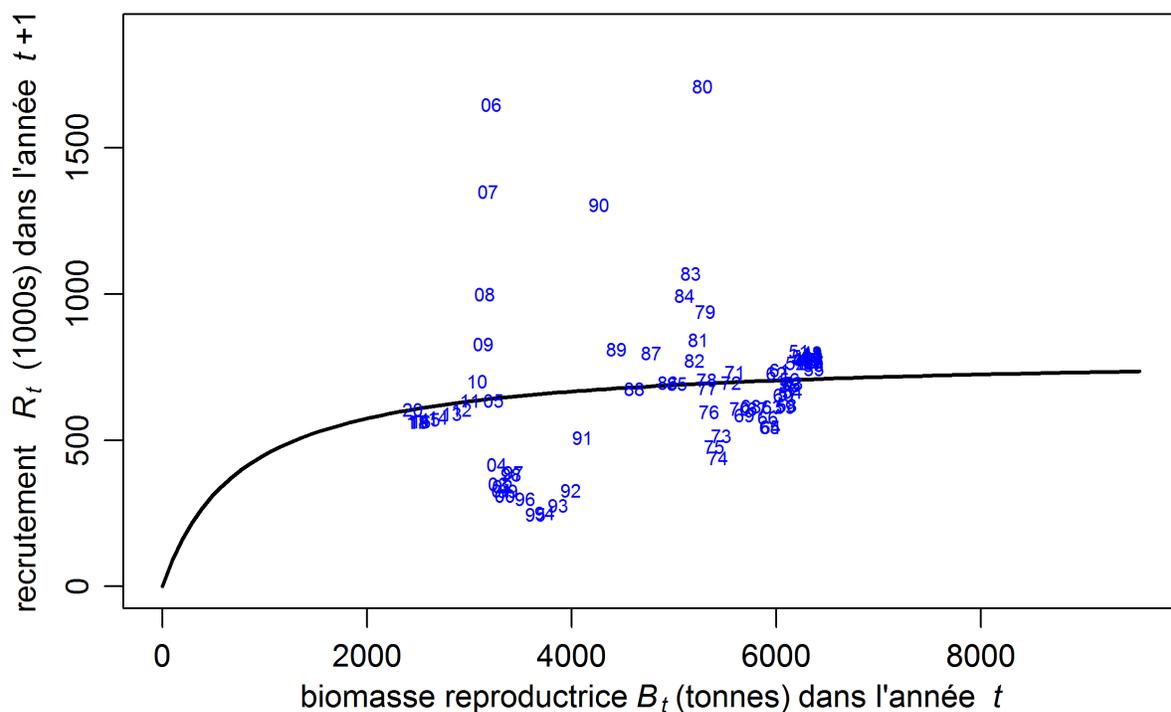


Figure F.55. SOÉTN sud EC.11.02: (en haut) relation déterministe stock-recrue (courbe noire) et valeurs observées (représentées par année de frai) selon les valeurs du mode de la distribution a posteriori; (en bas) recrutement (valeurs du mode de la distribution a posteriori des individus d'âge-1 l'année t) dans le temps, en milliers d'individus d'âge-1, avec une moyenne de 680,1.

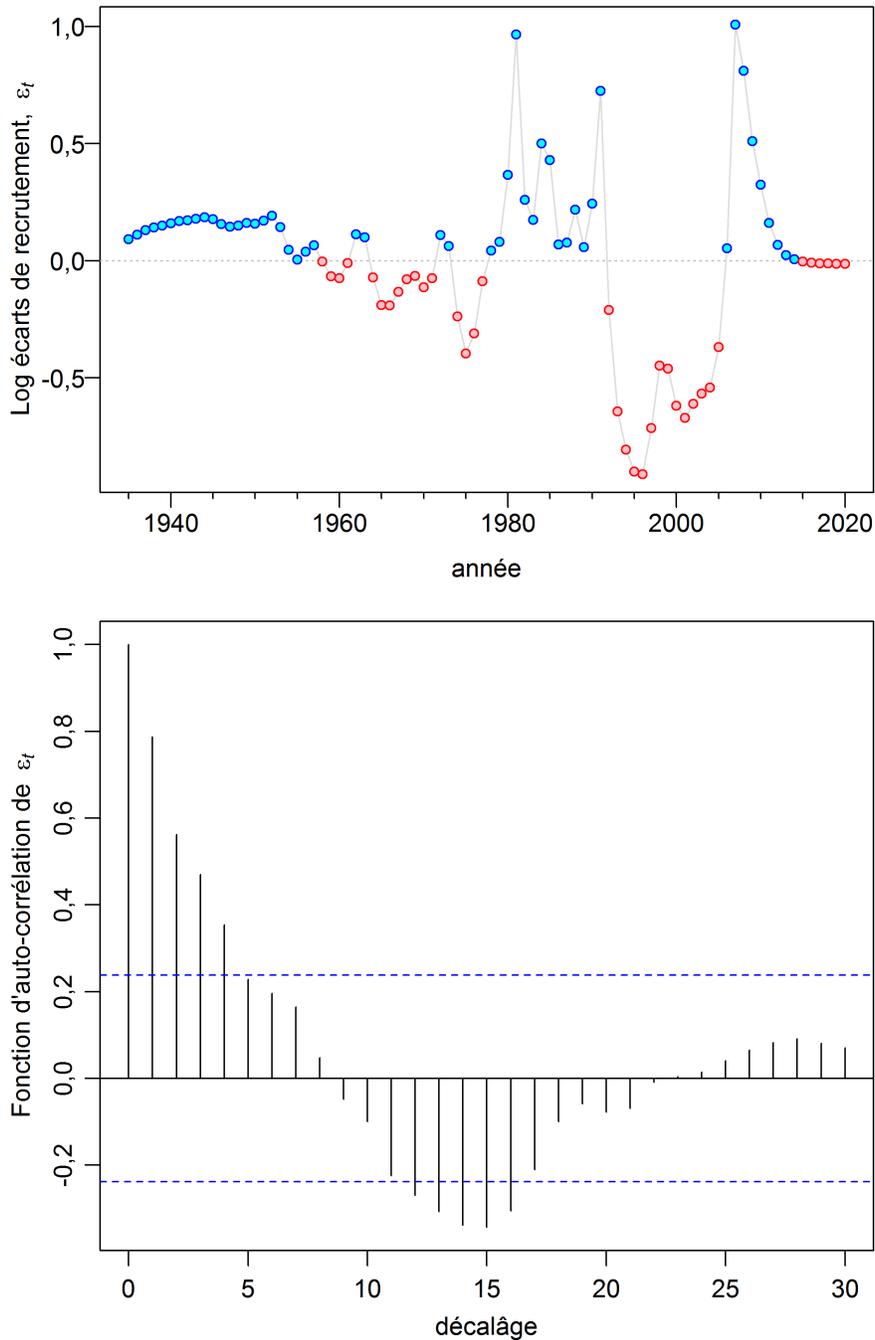


Figure F.56. SOÉTN sud EC.11.02: (en haut) logarithme des écarts du recrutement annuel, ϵ_t , où l'écart multiplicatif corrigé en fonction du biais correspond à $e^{\epsilon_t - \sigma_R^2/2}$ où $\epsilon_t \sim \text{Normal}(0, \sigma_R^2)$; (en bas) fonction d'autocorrélation du logarithme des écarts de recrutement (ϵ_t), pour les années 1935 à 2022. La limite inférieure de cette plage est calculée comme la différence entre la première année où on a recueilli des données sur l'âge dans la pêche commerciale (1997) et la classe d'âge maximale ($A = 80$), à laquelle on a additionné l'âge auquel la sélectivité issue de la pêche commerciale pour les femelles est de 0,5 (soit 18). Si l'année obtenue est antérieure à l'année initiale du modèle (1935), on utilise l'année initiale du modèle. La limite supérieure de la plage correspond à la différence entre l'année finale pour laquelle on a calculé les données sur le recrutement (2020) et l'âge auquel la sélectivité issue de la pêche commerciale pour les femelles était de 0,5 (soit 18 ans).

sélectivité du sébaste à oeil épineux

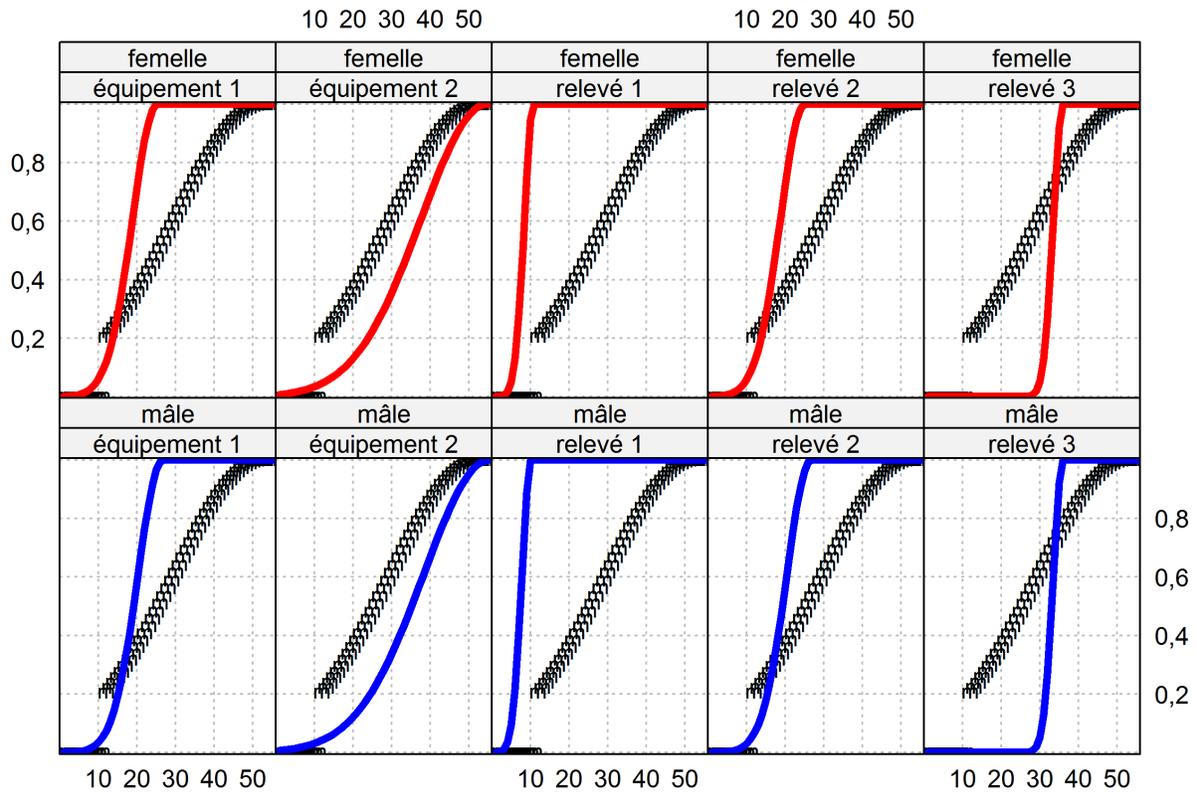


Figure F.57. SOÉTN sud EC.11.02: sélectivités des prises issues de la pêche commerciale (engin 1 : chalut, engin 2 : autre) et des relevés (toutes les valeurs du mode de la distribution a posteriori); l'ogive de maturité concernant les femelles est représentée par 'm'.

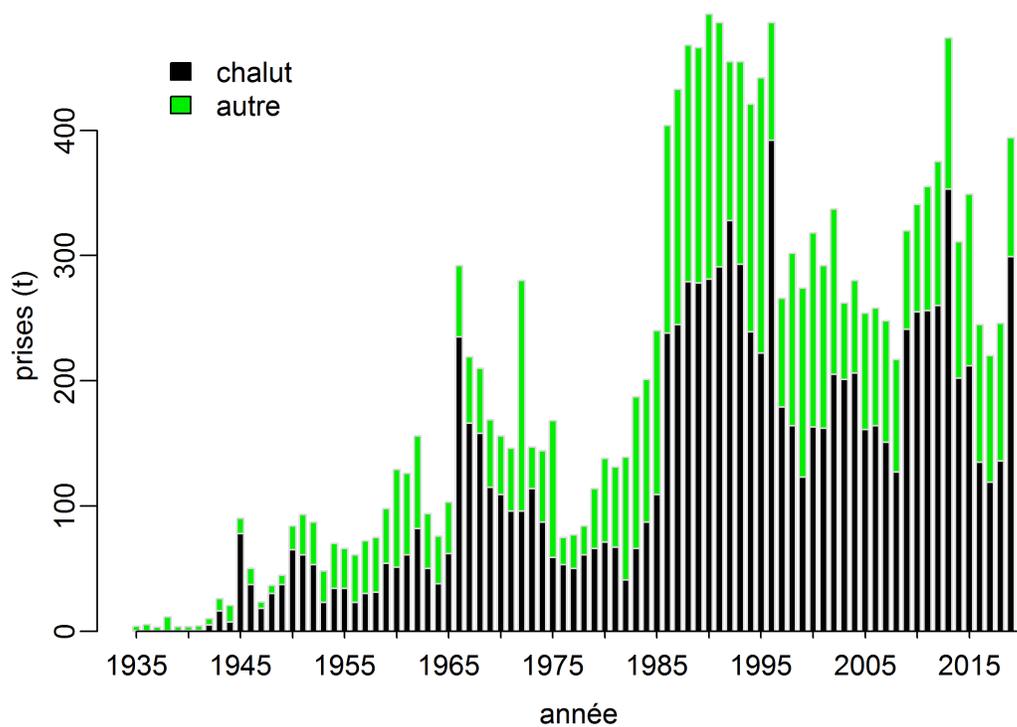
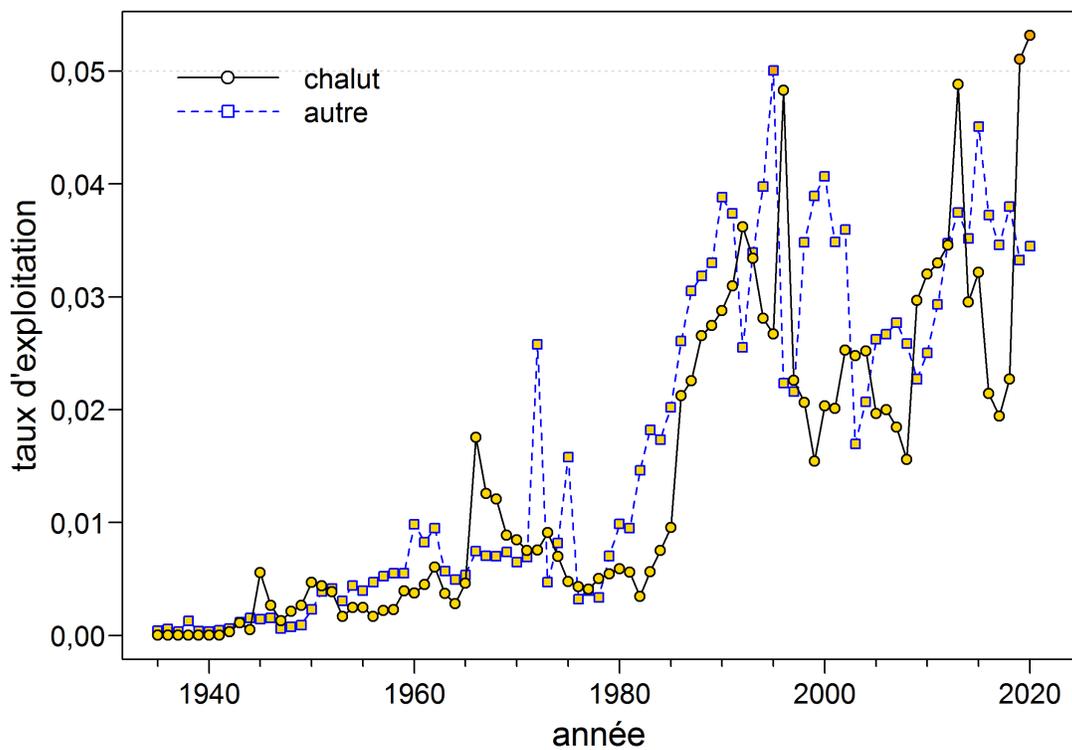


Figure F.58. SOÉTN sud EC.11.02: (graphique du haut) taux d'exploitation (mode de la distribution a posteriori) dans le temps; (graphique du bas) prises (en tonnes) par type d'engin.

F.3.2. SOÉTN sud – exécution centrale MCCM

La méthode de MCCM a effectué 6 million itérations, avec un échantillonnage à chaque 5 000th itération pour donner 1 200 échantillons MCCM. On a rejeté les 200 premiers échantillons et utilisé les 1 000 échantillons restants pour l'analyse selon la méthode de MCCM.

Les graphiques de la méthode de MCCM illustrent :

- Figure F.59 – les traces de 1 000 échantillons des paramètres primaires estimés;
- Figure F.60 – les graphiques des diagnostics à chaîne fractionnée pour les paramètres primaires estimés;
- Figure F.61 – les graphiques des diagnostics d'autocorrélation pour les paramètres primaires estimés;
- Figure F.62 – les densités a posteriori marginales pour les paramètres primaires par rapport à leurs fonctions de densité a priori respectives.

Les traces de la méthode de MCCM ont révélé des propriétés de convergence acceptables (aucune tendance affichant une augmentation du nombre d'échantillons) pour les paramètres estimés (Figure F.59), tout comme les analyses diagnostiques qui ont séparé les échantillons a posteriori en trois segments consécutifs égaux (Figure F.60); on a vérifié l'autocorrélation des paramètres jusqu'à 60 décalages (Figure F.61). La plupart des médianes des paramètres ne se sont pas beaucoup éloignées de leur estimation initiale du mode de la distribution a posteriori (Figure F.62).

F.3.2.1. Figures – SOÉTN sud EC MCCM

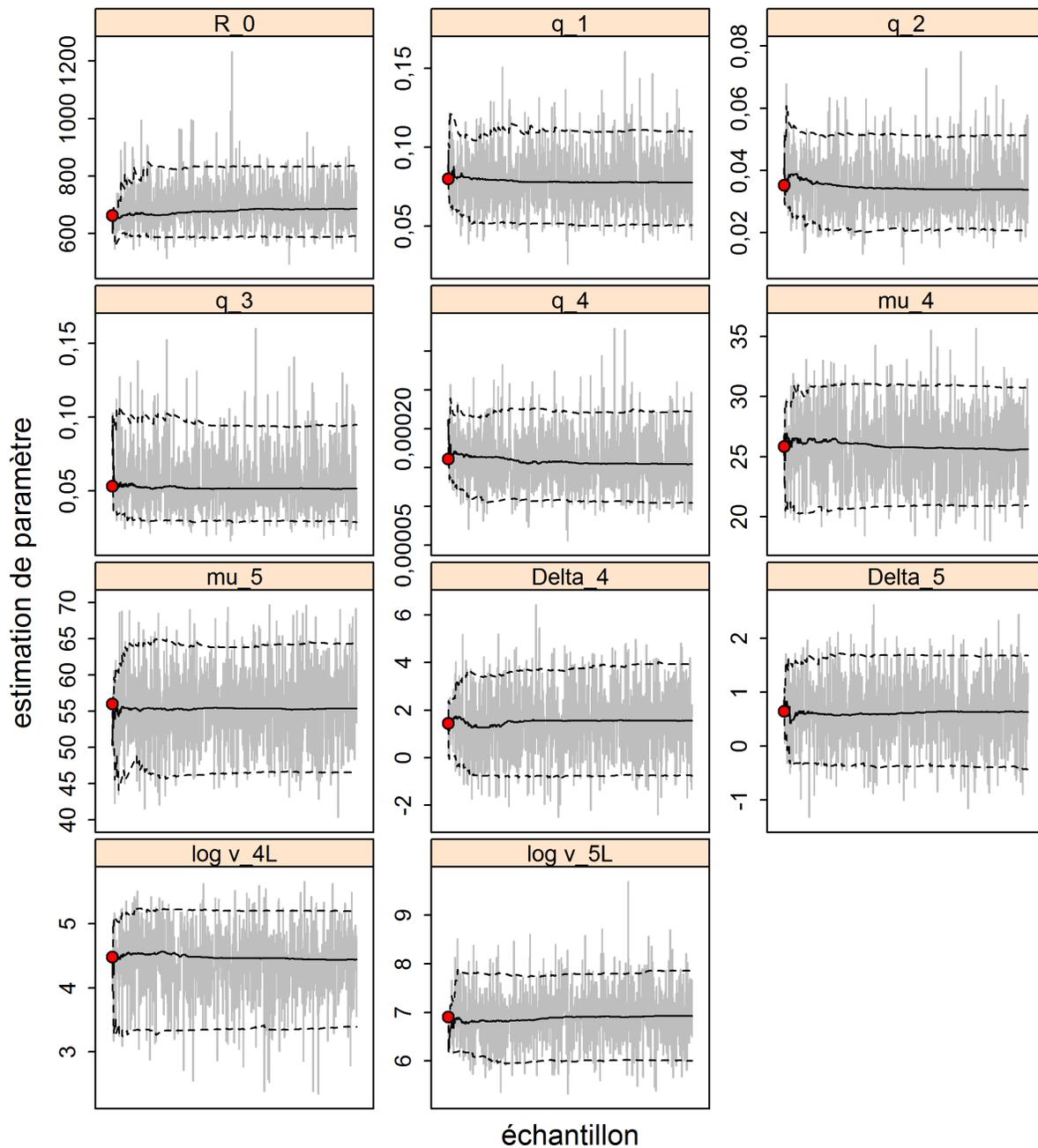


Figure F.59. SOÉTN sud EC.11.02: traces de la méthode de MCCM pour les paramètres estimés. Les lignes grises représentent les 1 000 échantillons pour chaque paramètre, les lignes pleines noires représentent la médiane cumulative (jusqu'à l'échantillon en question) et les lignes tiretées montrent les quantiles cumulatifs 0,05 et 0,95. Les cercles rouges représentent les estimations du mode de la distribution a posteriori. Pour les paramètres autres que M (s'ils sont estimés), les indices ≤ 3 correspondent à des relevés indépendants de la pêche et les indices ≥ 4 représentent des activités de pêche commerciale. La notation des paramètres est décrite à l'annexe E.

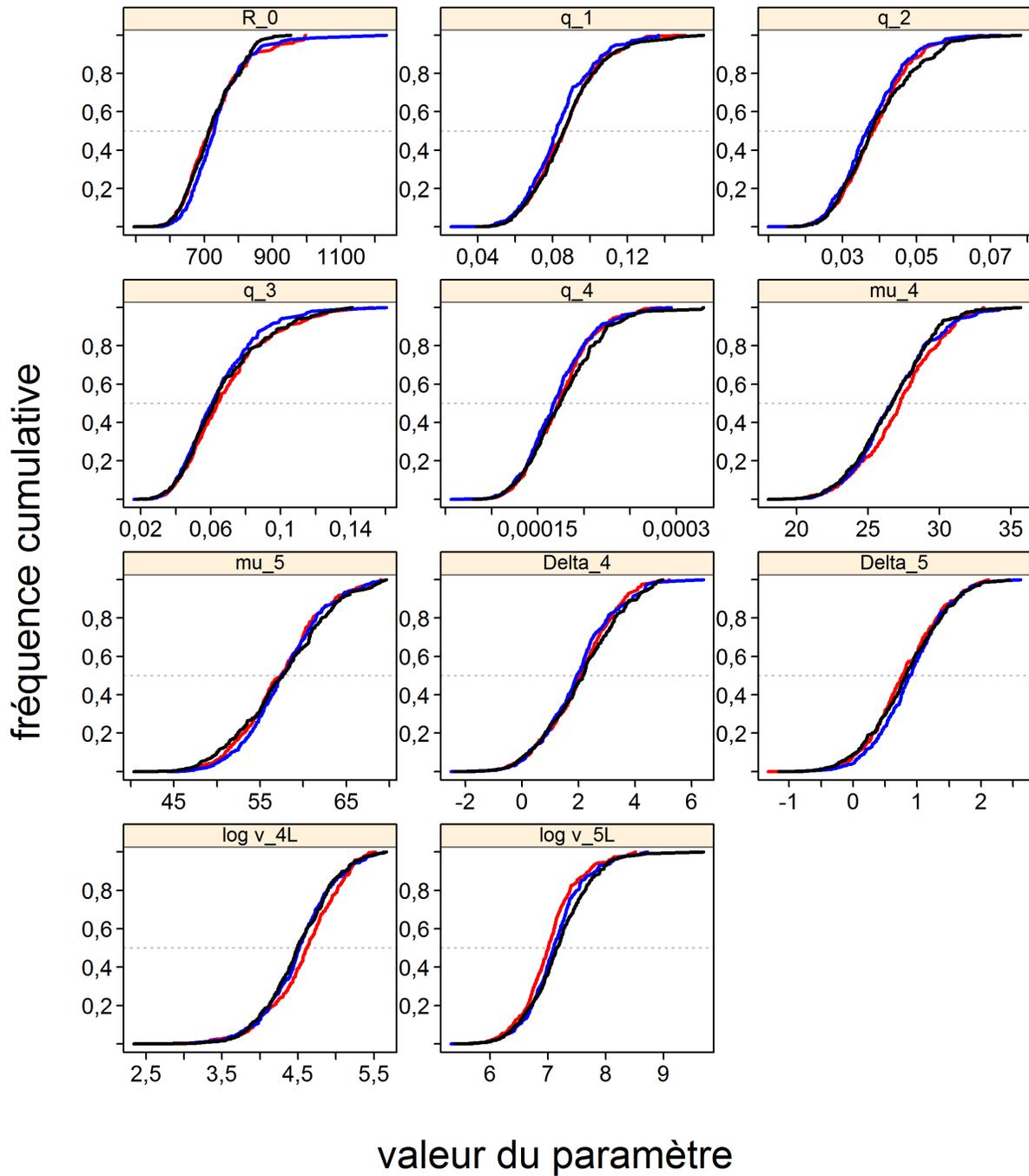


Figure F.60. SOÉTN sud EC.11.02: graphiques de diagnostics obtenus en divisant la chaîne de MCCM formée de 1 000 MCMC échantillons en trois segments et en superposant les distributions cumulatives du premier segment (en rouge), du deuxième segment (en bleu) et du troisième segment (en noir).

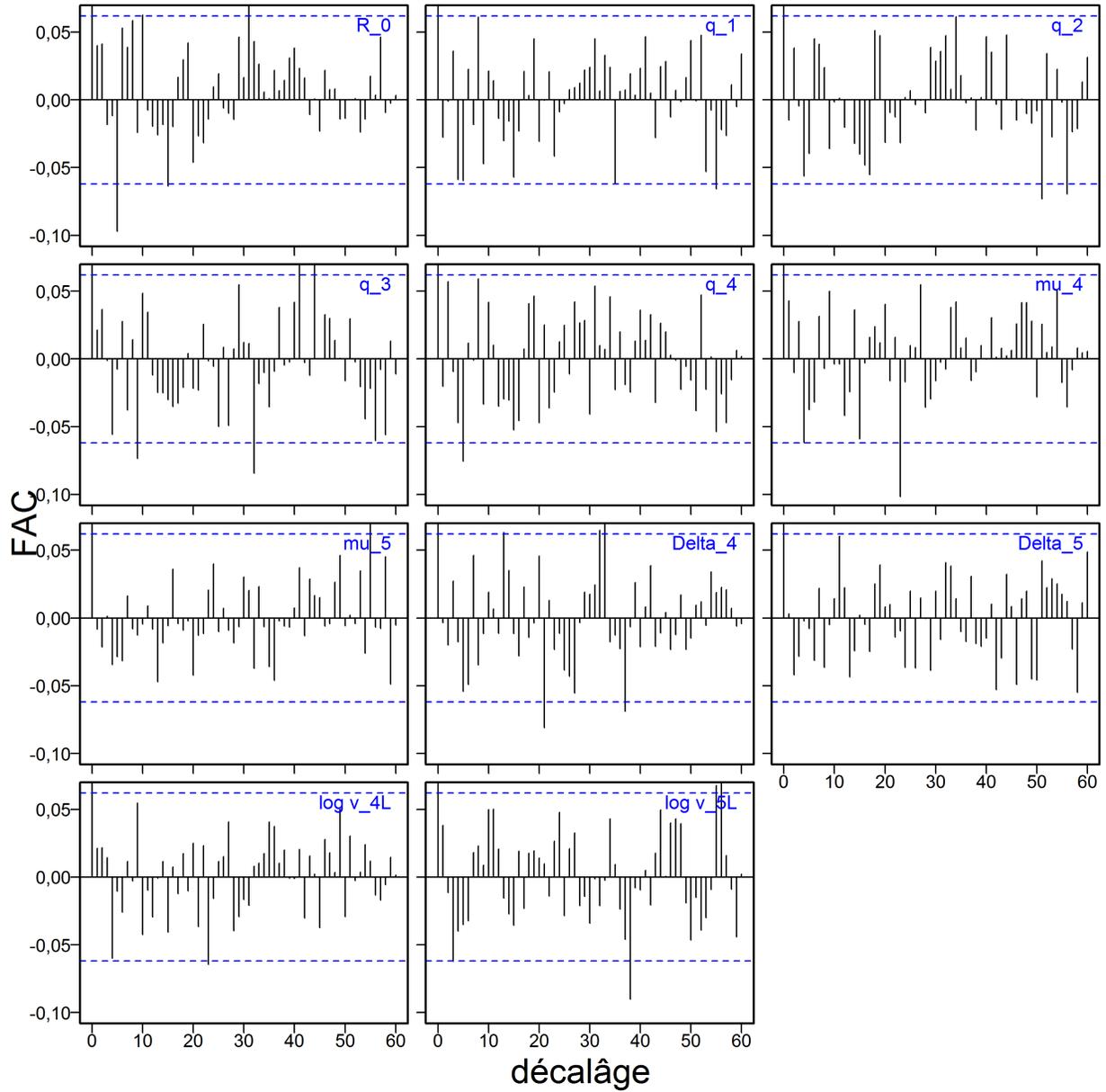


Figure F.61. SOÉTN sud EC.11.02: graphiques d'autocorrélation pour les paramètres estimés provenant des résultats de la méthode de MCCM. Les lignes horizontales, tiretées et bleues délimitent l'intervalle de confiance à 95% pour l'ensemble de corrélations décalées associé à chaque paramètre.

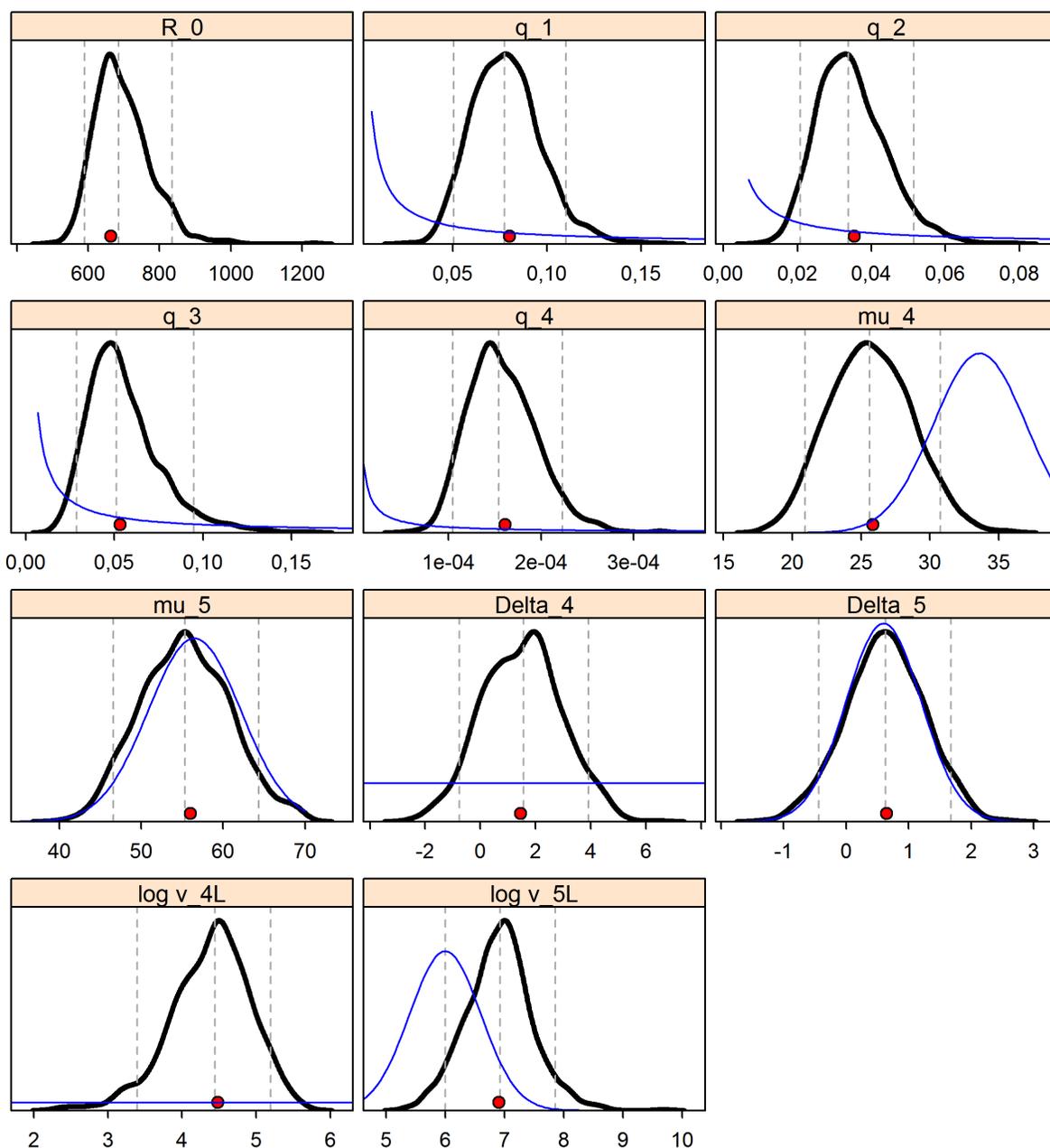


Figure F.62. SOÉT N sud EC.11.02: densités a posteriori marginales (courbes noires épaisses) et fonctions de densité a priori (courbes bleues minces) pour les paramètres estimés. Les lignes verticales représentent les quantiles 0,05, 0,5 et 0,95, et les cercles rouges pleins représentent les estimations du mode de la distribution a posteriori. Pour R_0 , la distribution a priori est uniforme et sa plage s'étend de $[1, 1e+07]$. Les distributions a priori de q_g sont uniformes sur une échelle logarithmique, donc la fonction de densité de la probabilité correspond à $1/(x(b - a))$ sur une échelle linéaire (lorsque a et b représentent les limites sur l'échelle logarithmique).

F.3.3. SOÉTN sud – scénario de référence composite

Le scénario de référence composite a examiné neuf exécutions qui couvraient deux axes d'incertitude (M et CPUE c_p) pour la présente évaluation des stocks :

- **B1*** (Exé18) – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,035$ et des CPUE $c_p = 0,1$; item $\tilde{\text{Exé12}}$ – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,035$ et des CPUE $c_p = 0,2529$;
- $\tilde{\text{Exé15}}$ – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,035$ et des CPUE $c_p = 0,4$;
- \sim (Exé17) – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,045$ et des CPUE $c_p = 0,1$;
- **B5*** (Exé11) – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,045$ et des CPUE $c_p = 0,2529$
- $\tilde{\text{Exé14}}$ – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,045$ et des CPUE $c_p = 0,4$;
- \sim (Exé19) – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,055$ et des CPUE $c_p = 0,1$;
- $\tilde{\text{Exé13}}$ – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,055$ et des CPUE $c_p = 0,2529$;
- $\tilde{\text{Exé16}}$ – valeurs fixes de $M_{1,2} = 0,055$ et des CPUE $c_p = 0,4$;

Au cours du processus d'examen par les pairs, les participants ont convenu d'utiliser seulement six exécutions (indiquées par un astérisque ci-dessus) pour le scénario de référence composite, car trois d'entre elles présentaient de mauvais diagnostics de la méthode de MCCM. On a regroupé les 1 000 échantillons selon la méthode de MCCM des six exécutions dont les diagnostics de la méthode de MCCM étaient acceptables pour créer un ensemble a posteriori composite de 6 000 échantillons qui a servi à estimer l'état de la population et à produire un avis à l'intention des gestionnaires. L'estimation de M a donné des ajustements non crédibles lors de l'évaluation du SOÉTN nord, de sorte que l'on n'a pas tenté d'estimer M pour le SOÉTN sud. Il convient de noter que pour toutes ces analyses, il a fallu fixer les deux ensembles de paramètres de sélectivité du relevé à leurs valeurs du mode de la distribution a posteriori afin d'obtenir des diagnostics de la méthode de MCCM acceptables.

Les estimations de la médiane des paramètres du scénario de référence composite figurent dans le tableau F.67 et les quantités dérivées à l'équilibre et associées au rendement maximal durable (RMD) dans le tableau F.68. Les différences entre les exécutions sont résumées par diverses figures :

- Figure F.63 – Traces de la méthode de MCCM de R_0 pour les neuf exécutions possibles;
- Figure F.64 – trois segments des chaînes MCCM de R_0 ;
- Figure F.65 – graphiques d'autocorrélation pour les résultats de la méthode de MCCM de R_0 ;
- Figure F.66 – diagrammes de quartiles des estimations des paramètres à partir de six exécutions;
- Figure F.67 – diagrammes de quartiles de certaines quantités dérivées à partir de six exécutions.

Dans la présente évaluation, les projections vont jusqu'à 2096, ce qui équivaut à 1,5 génération (75 années), puisqu'on a déterminé que la durée d'une génération est de 50 années (voir l'annexe D). Diverses trajectoires du modèle et l'état final du stock pour le scénario de référence composite sont représentés sur les figures :

- Figure F.68 – estimations de la biomasse féconde B_t (tonnes) à partir des valeurs a posteriori regroupées du modèle entre 1935 et 2096;
- Figure F.69 – estimations de la biomasse vulnérable V_t (tonnes) à partir des valeurs a posteriori regroupées du modèle.
- Figure F.70 – estimations du taux de récolte u_t à partir des valeurs a posteriori du modèle regroupées;

- Figure F.71 – estimations du recrutement reconstitué (1935 à 2021) et projeté (2022 à 2096) en milliers de poissons d'âge 1) à partir des valeurs a posteriori du modèle regroupées;
- Figure F.72 – diagramme de phase dans le temps de la médiane de B_t/B_{RMD} et de u_{t-1}/u_{RMD} par rapport aux points de référence provisoires selon l'approche de précaution du MPO;
- Figure F.73 – état du stock de sébaste à œil épineux au début de 2021.

On a estimé que l'incertitude concernant M , CPUE c_p et la largeur de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge étaient les composantes les plus importantes de l'incertitude relative à cette évaluation des stocks. Les deux premières catégories ont été considérées comme les plus importantes et ont formé les deux axes d'incertitude dans le scénario de référence composite. On a étudié la dernière au moyen d'analyses de sensibilité.

Pour chaque exécution possible, on a généré 1 000 échantillons selon la méthode de MCCM. Les Figures F.63 à F.65 illustrent les diagnostics du paramètre R_0 dans chacune des exécutions. Les neuf exécutions ont convergé, certaines présentant des diagnostics médiocres selon la méthode de MCCM; cinq affichaient des chaînes défectives (Figure F.64) et trois une autocorrélation indésirable (Figure F.65). Sur la base des diagnostics, les exécutions seraient classées subjectivement comme suit :

- Bon – Aucune tendance liée aux traces, alignement des chaînes fractionnées, aucune autocorrélation
 - B2, B3, B5 et B9
- Marginal – Tendances liées aux traces interrompues de façon temporaire, chaînes fractionnées quelque peu défectives, un peu d'autocorrélation
 - B1, B4 et B6
- Médiocre – Tendances liées aux traces qui fluctuent considérablement ou affichent une augmentation ou une diminution constante, chaînes fractionnées différentes les unes des autres, autocorrélation importante
 - B7 et B8

Les participants à l'examen régional par les pairs ont décidé d'exclure les exécutions présentant des diagnostics médiocres (B7 et B8) et une autre ayant des diagnostics marginaux (B4) de l'ensemble possible d'exécutions pour le scénario de référence composite. On a regroupé les exécutions retenues (B1, B2, B3, B5, B6, B9) afin de fournir une moyenne de la trajectoire du stock pour l'état de la population et l'avis à l'intention des gestionnaires.

La Figure F.66 illustre des diagrammes en boîtes pour la distribution des paramètres estimés pour les exécutions choisies. Les paramètres de sélectivité sont demeurés relativement constants dans toutes les exécutions (distributions qui se chevauchent). Le paramètre R_0 a augmenté de façon exponentielle de B1 à B9, les deux dernières exécutions montrant des distributions a posteriori pour R_0 qui sont beaucoup plus élevées que les sept précédentes. Les paramètres q ne semblaient pas varier selon M , mais étaient sensibles aux différences de CPUE c_p , en particulier entre l'erreur de processus faible ($c_p=0,1$) et celle basée sur le modèle ($c_p=0,2529$).

Comme pour les paramètres, les distributions des quantités déterminées (Figure F.67) variaient selon M et CPUE c_p ; cependant, la différence dans le RMD était exagérée par CPUE c_p pour les valeurs élevées de M .

Le scénario de référence composite, comprenant six exécutions de simulation de la méthode de MCCM regroupées, a servi à calculer un ensemble d'estimations de paramètres (tableau F.67) et à déterminer les valeurs à l'équilibre ainsi que les valeurs associées au RMD (tableau F.68). La trajectoire de la population du scénario de référence composite de 1935 à 2021 et la biomasse projetée jusqu'en 2096 (Figure F.68), en supposant une stratégie de prises constantes de 300 t/an (et une stratégie de taux de récolte de $u=0,06/\text{an}$), indiquent que la médiane de la biomasse du stock finira par s'effondrer au taux de prélèvement actuel (prises moyennes sur cinq ans de 291 t). La politique d'un taux de récolte fixe semble plus durable, la médiane de la biomasse projetée demeurant au-dessus du PRS pour la 1,5 prochaine génération (75 ans). Les projections à long terme qui supposent qu'il n'y a pas d'intervention active de gestion lorsque l'effectif des stocks est réduit à de faibles niveaux nous semblent peu fiables.

Un diagramme de phase de l'évolution temporelle de la biomasse féconde et du taux de récolte dans les deux pêches modélisées selon les valeurs au RMD (Figure F.72) indique que le stock se trouve dans la zone saine, avec une position actuelle à $B_{2021}/B_{\text{RMD}} = 1,074$ (0,582, 2,611), $u_{2020(\text{chalut})}/u_{\text{RMD}} = 1,172$ (0,191, 2,588) et $u_{2020(\text{autre})}/u_{\text{RMD}} = 0,721$ (0,134, 1,766). Le taux de récolte de la pêche « chalut » est supérieur à u_{RMD} .

Table F.67. SOÉTN sud : Les quantiles 0,05, 0,5 et 0,95 pour les paramètres du modèle regroupés (définis dans Annexe E) à partir de l'estimation selon la méthode de MCCM de six exécutions.

	5%	50%	95%
R_0	359	511	1 795
q_1	0,0289	0,0884	0,142
q_2	0,0128	0,0391	0,0672
q_3	0,0213	0,0567	0,138
q_4	0,0000673	0,000179	0,000295
μ_4	20,6	25,3	30,7
μ_5	47,2	56,1	65,4
Δ_4	-0,840	1,45	3,78
Δ_5	-0,510	0,669	1,83
$\log v_{4L}$	3,27	4,35	5,18
$\log v_{5L}$	5,81	6,51	7,28

Table F.68. SOÉTN sud : Les quantiles 0,05, 0,5 et 0,95 des quantités calculées selon la méthode de MCCM à partir de 6 000 échantillons regroupés de 6 valeurs de MCCM a posteriori. Définitions : B_0 – biomasse féconde à l'équilibre non exploitée (femelles matures), V_0 – biomasse vulnérable à l'équilibre non exploitée (mâles et femelles), B_{2021} – biomasse féconde au début de 2021, V_{2021} – biomasse vulnérable au milieu de 2021, u_{2020} – taux de récolte (rapport entre les prises totales et la biomasse vulnérable) au milieu de 2020, u_{max} – taux de récolte maximal (calculé pour chaque échantillon comme taux de récolte maximal de 1935 à 2020), B_{RMD} – biomasse féconde à l'équilibre au rendement maximal durable (RMD), u_{RMD} – taux de récolte à l'équilibre au RMD, V_{RMD} – biomasse vulnérable à l'équilibre au RMD. Les valeurs de la biomasse (et du rendement maximal durable) sont exprimées en tonnes. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

	5%	50%	95%
B_0	5 187	6 045	10 574
V_0 (chalut)	10 927	13 136	23 704
V_0 (autre)	6 813	8 643	13 292
B_{2021}	818	1 725	7 078
V_{2021} (chalut)	1 772	3 964	15 566
V_{2021} (autre)	752	2 037	7 289
B_{2021}/B_0	0,155	0,286	0,680
V_{2021}/V_0 (chalut)	0,159	0,304	0,666
V_{2021}/V_0 (autre)	0,104	0,239	0,572
u_{2020} (chalut)	0,0193	0,0716	0,150
u_{2020} (autre)	0,0130	0,0442	0,112
u_{max} (chalut)	0,0259	0,0717	0,150
u_{max} (autre)	0,0264	0,0592	0,125
RMD	152	193	495
B_{RMD}	1 380	1 611	2 739
$0,4B_{2021}$	552	644	1 095
$0,8B_{2021}$	1 104	1 289	2 191
B_{2021}/B_{RMD}	0,582	1,07	2,61
B_{RMD}/B_0	0,258	0,265	0,272
V_{RMD}	2 418	3 213	5 130
V_{RMD}/V_0 (chalut)	0,184	0,239	0,289
V_{RMD}/V_0 (autre)	0,326	0,369	0,426
u_{RMD}	0,0500	0,0620	0,106
u_{2020}/u_{RMD} (chalut)	0,191	1,17	2,59
u_{2020}/u_{RMD} (autre)	0,134	0,721	1,77

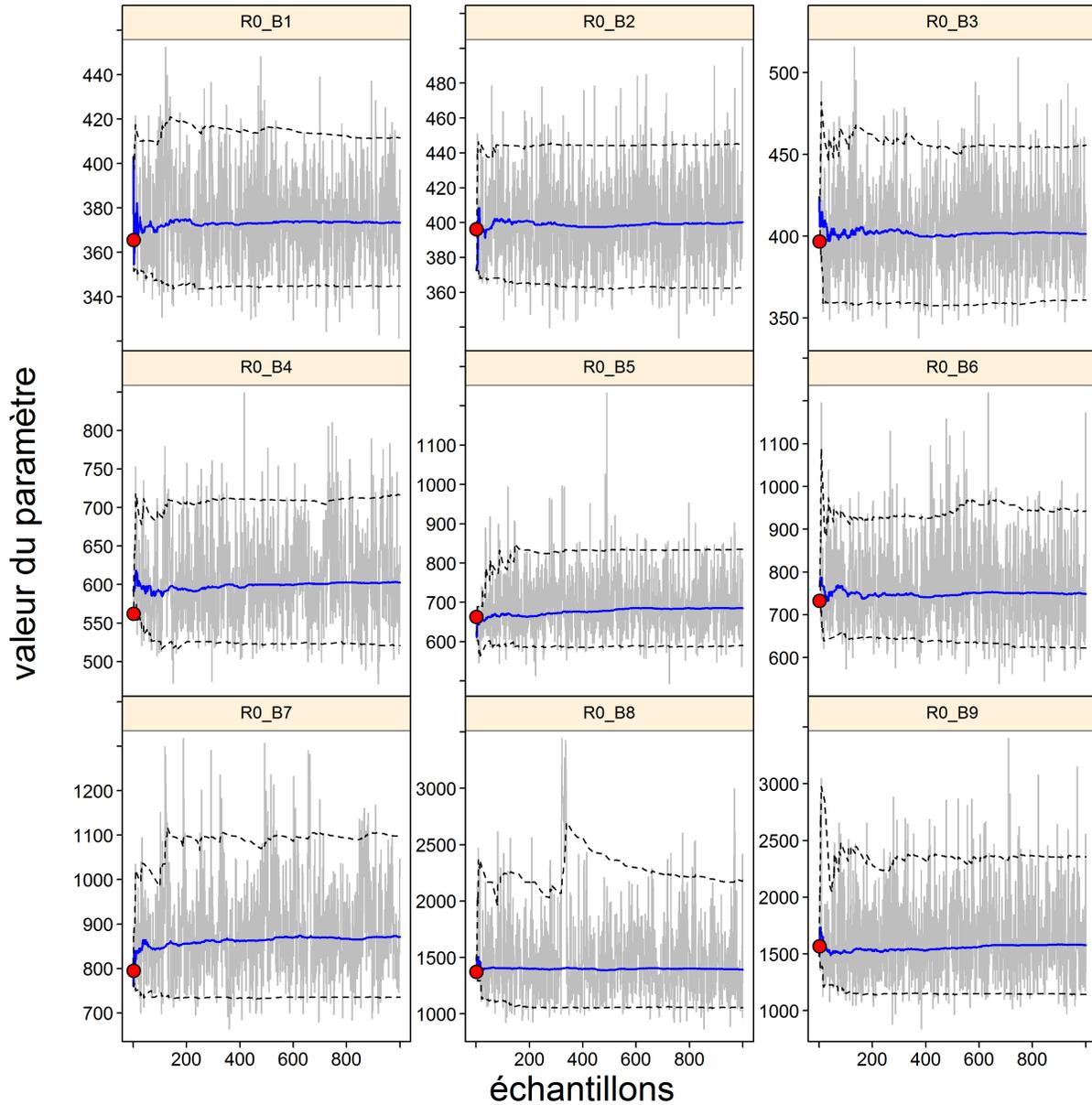


Figure F.63. SOÉTN sud scénario de référence composite : traces de la méthode de MCMC de R_0 pour les neuf exécutions possibles. Les lignes grises indiquent les 1 000 échantillons pour le paramètre R_0 , les lignes pleines indiquent la médiane cumulative (jusqu'à cet échantillon) et les lignes tiretées indiquent les quantiles cumulatifs 0,05 et 0,95. Les cercles rouges sont les estimations du mode de la distribution a posteriori.

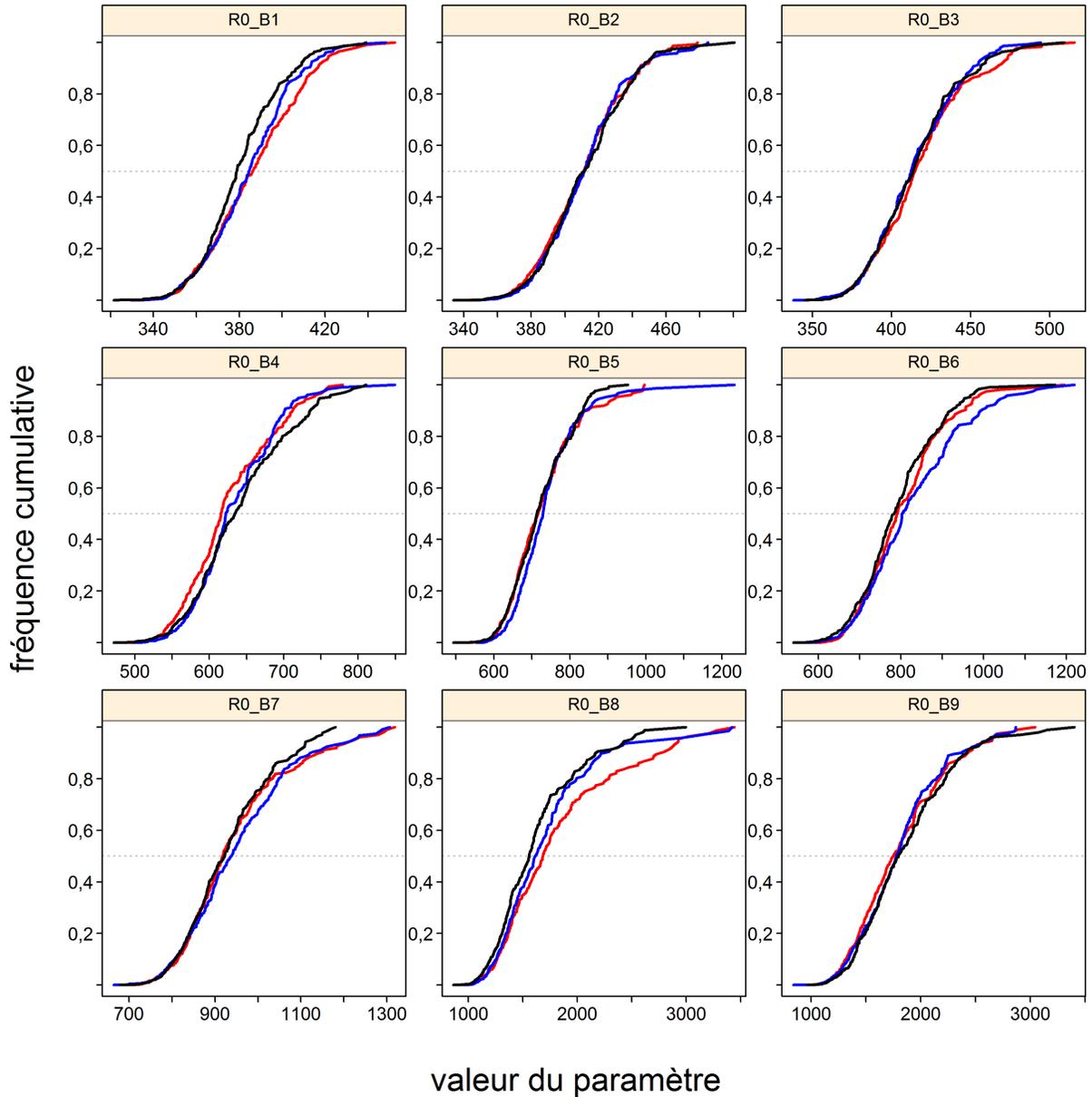


Figure F.64. SOÉTN sud scénario de référence composite : Graphique de diagnostic obtenu par la division de la chaîne MCMC de R_0 de 1 000 MCMC échantillons en trois segments et par superposition du graphique des distributions cumulatives du premier segment (en rouge), du deuxième segment (en bleu) et du dernier segment (en noir).

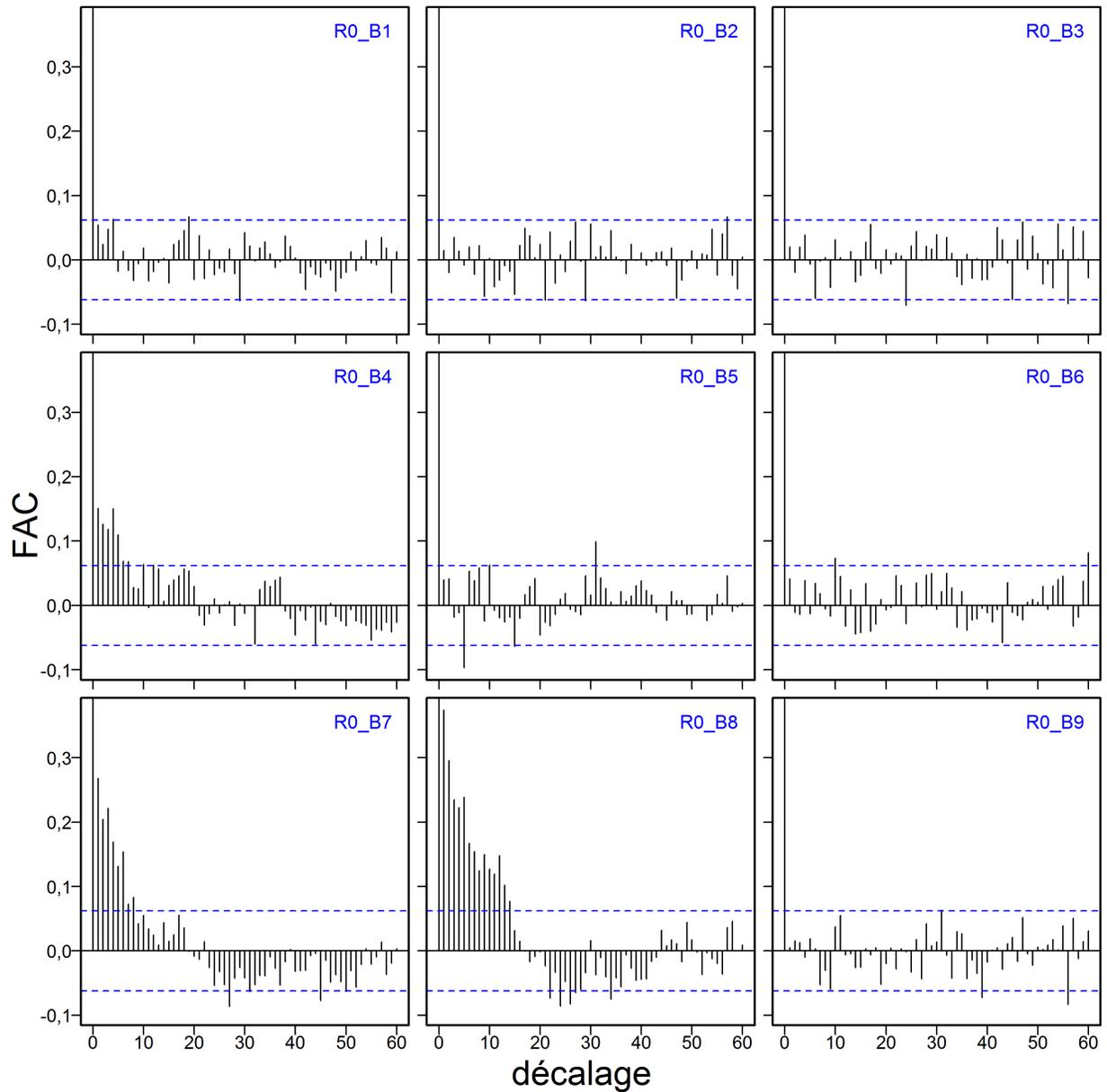


Figure F.65. SOÉTN sud scénario de référence composite : graphiques d'autocorrélation pour les paramètres R_0 à partir des résultats de la méthode de MCMC. Les lignes bleues horizontales tiretées délimitent l'intervalle de confiance à 95% pour l'ensemble de corrélations décalées de chaque paramètre.

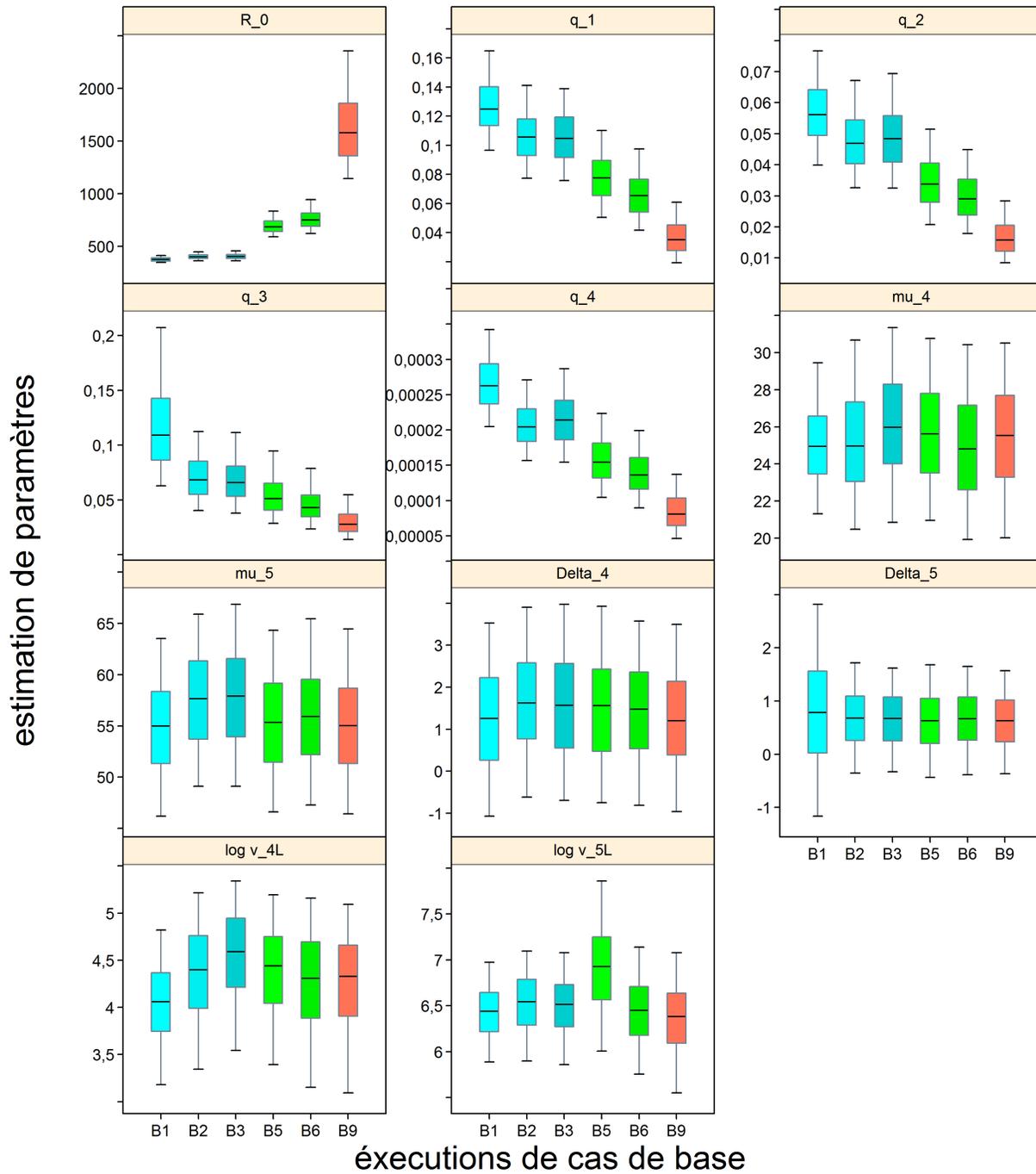


Figure F.66. SOÉTN sud scénario de référence composite : Diagrammes de quantiles des paramètres estimés à partir de six exécutions du scénario de référence, où les boîtes bleues indiquent $M=0,035$, les boîtes vertes indiquent $M=0,045$ et les boîtes rouges indiquent $M=0,055$. Les diagrammes en boîtes délimitent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95.

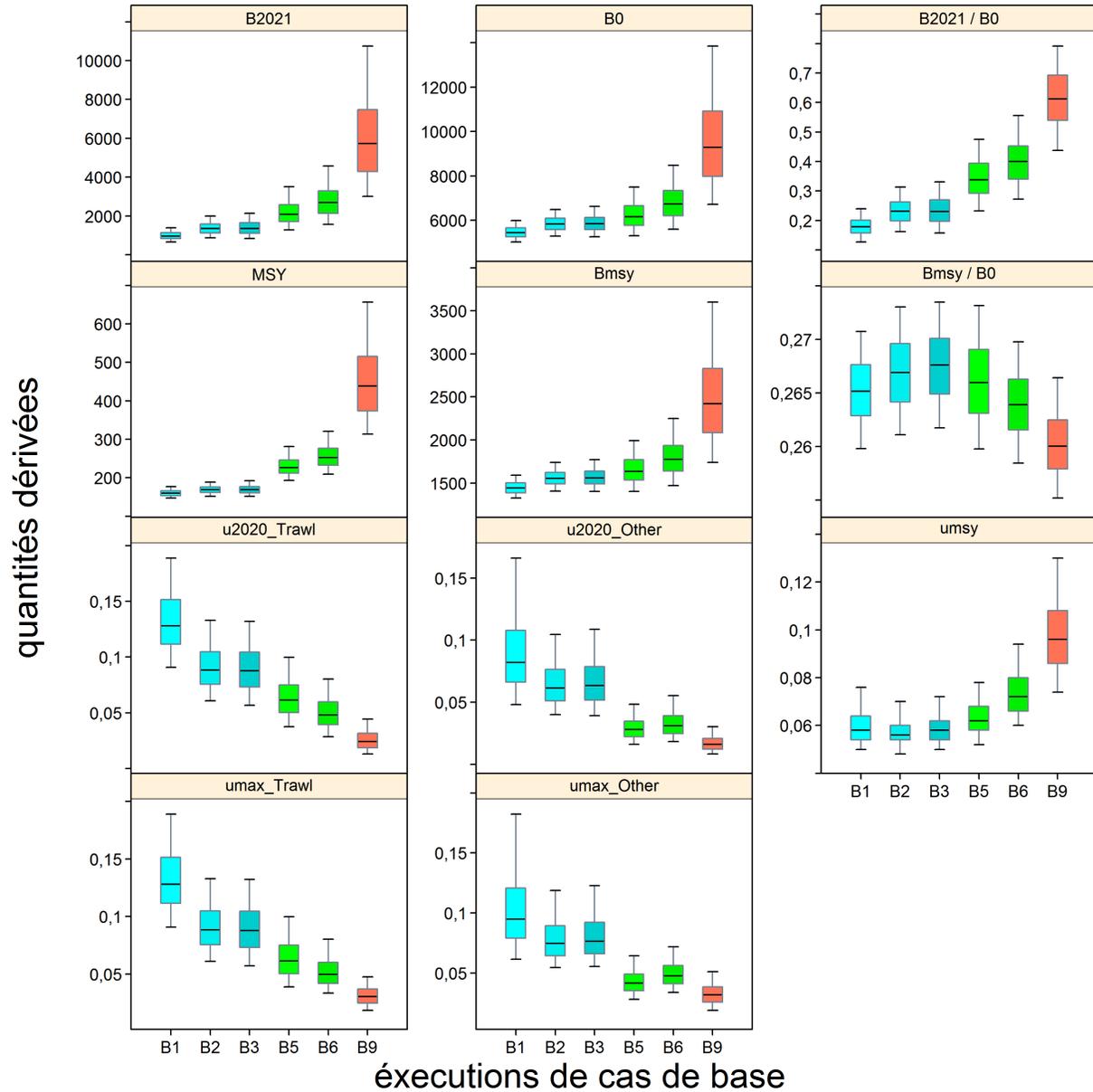


Figure F.67. SOÉTn sud scénario de référence composite : diagrammes de quantiles de certaines quantités dérivées (B_{2021} , B_0 , B_{2021}/B_0 , MSY , B_{RMD} , B_{RMD}/B_0 , u_{2020} , u_{RMD} , u_{max}) à partir de six exécutions du scénario de référence, où les boîtes bleues indiquent $M=0,035$, les boîtes vertes indiquent $M=0,045$ et les boîtes rouges indiquent $M=0,055$. Les diagrammes en boîtes délimitent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95.

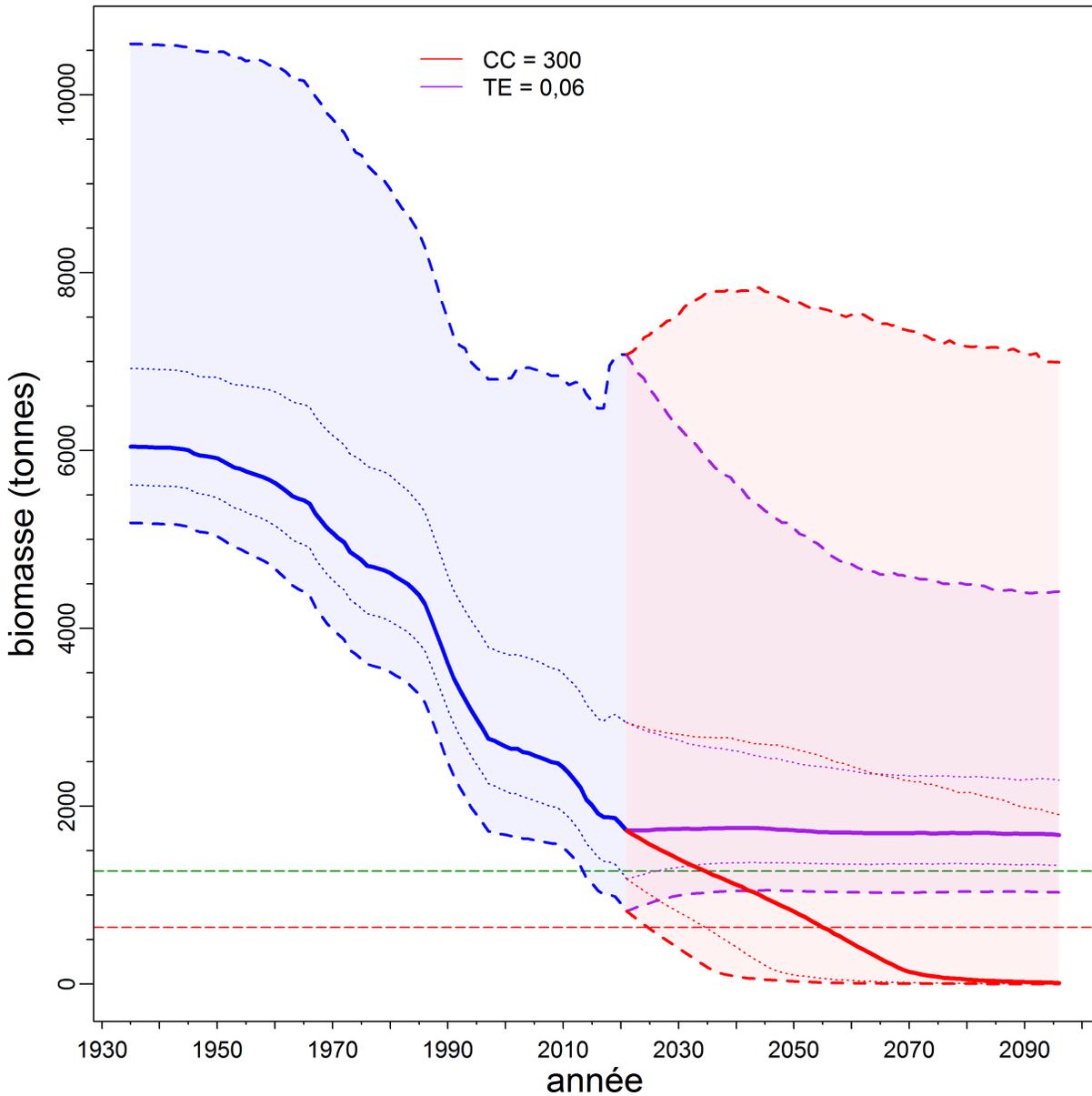


Figure F.68. SOÉTN sud scénario de référence composite : estimations de la biomasse féconde B_t (tonnes) à partir des valeurs a posteriori regroupées du modèle. La trajectoire de la médiane de la biomasse est représentée par une ligne pleine entourée de son intervalle de confiance à 90% (quantiles : 0,05-0,95) en bleu pâle et délimitée par des lignes tiretées pour les années $t=1935:2021$; la biomasse projetée apparaît en rouge pâle pour les années $t=2022:2096$. L'intervalle de crédibilité à 50% (quantiles : 0,25-0,75) est également délimité par des lignes pointillées. Les lignes horizontales tiretées montrent la médiane du PRL et du PRS.

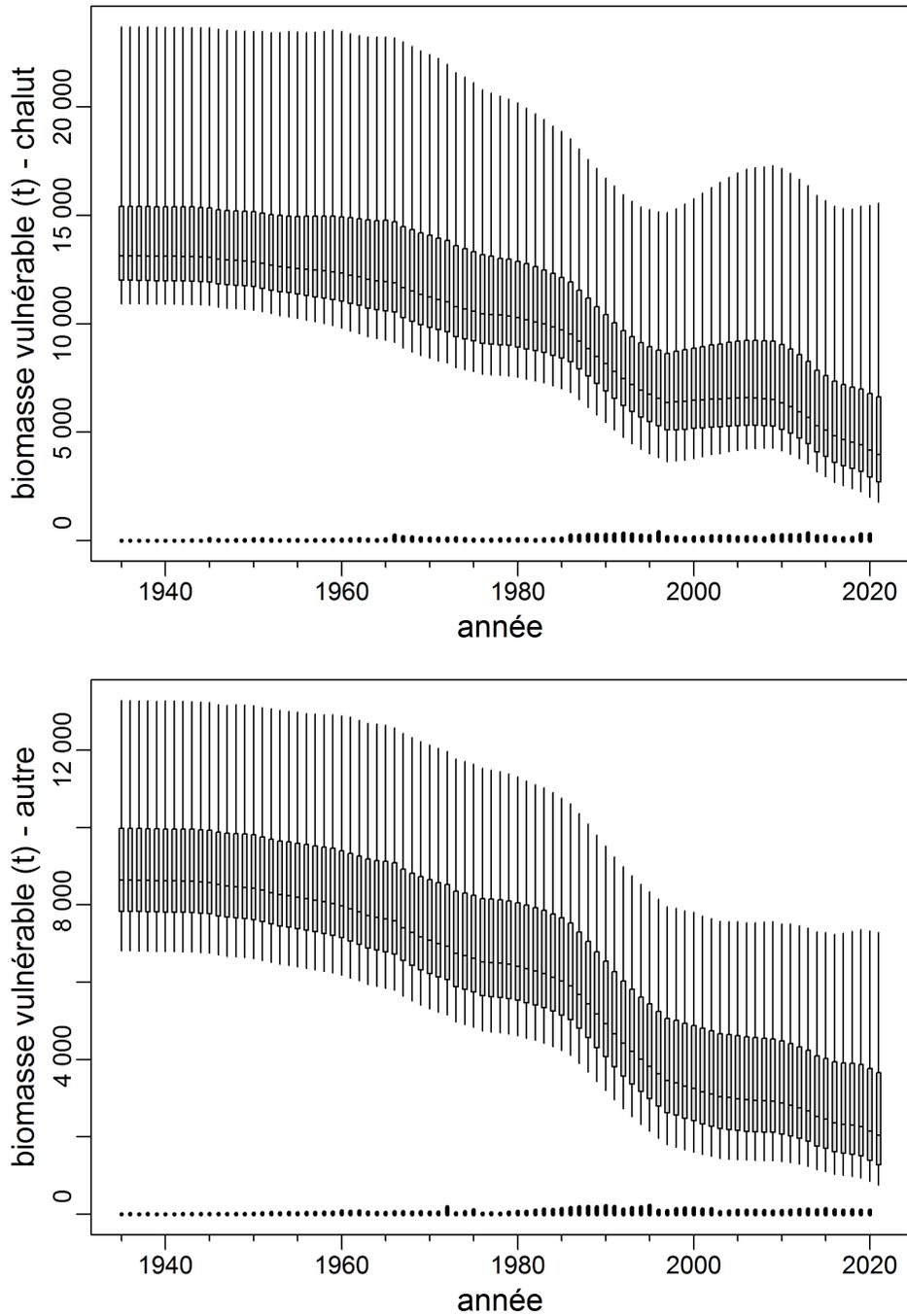


Figure F.69. SOÉTN sud scénario de référence composite : estimation de la trajectoire de la biomasse vulnérable pour les deux pêches (diagrammes en boîtes) et historique des prises commerciales (barres verticales), en tonnes. Les diagrammes de quartiles montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des résultats de la méthode de MCMC.

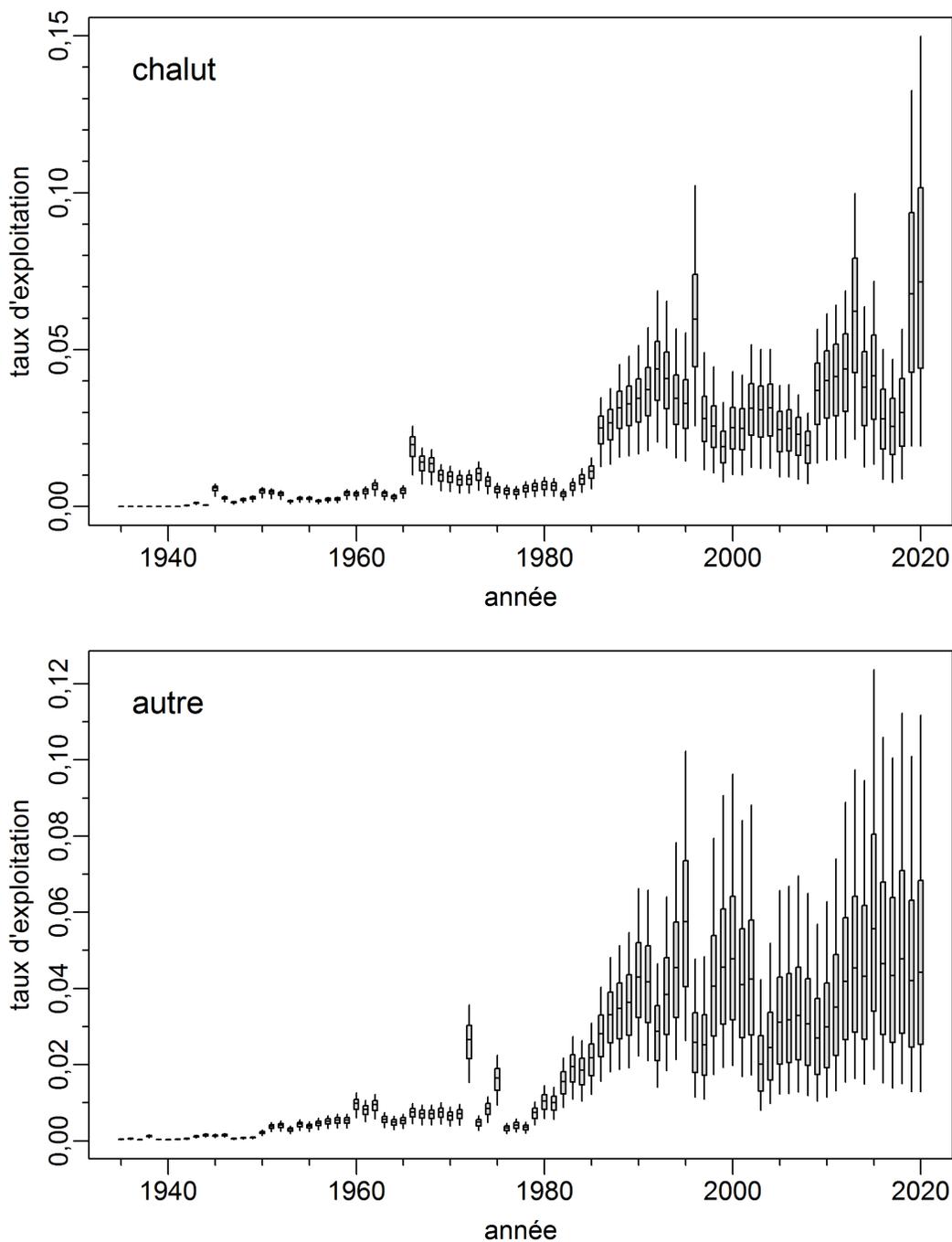


Figure F.70. SOÉTN sud scénario de référence composite : distribution a posteriori marginale de la trajectoire du taux de récolte pour les deux pêches. Les diagrammes de quartiles montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des résultats de la méthode de MCMC.

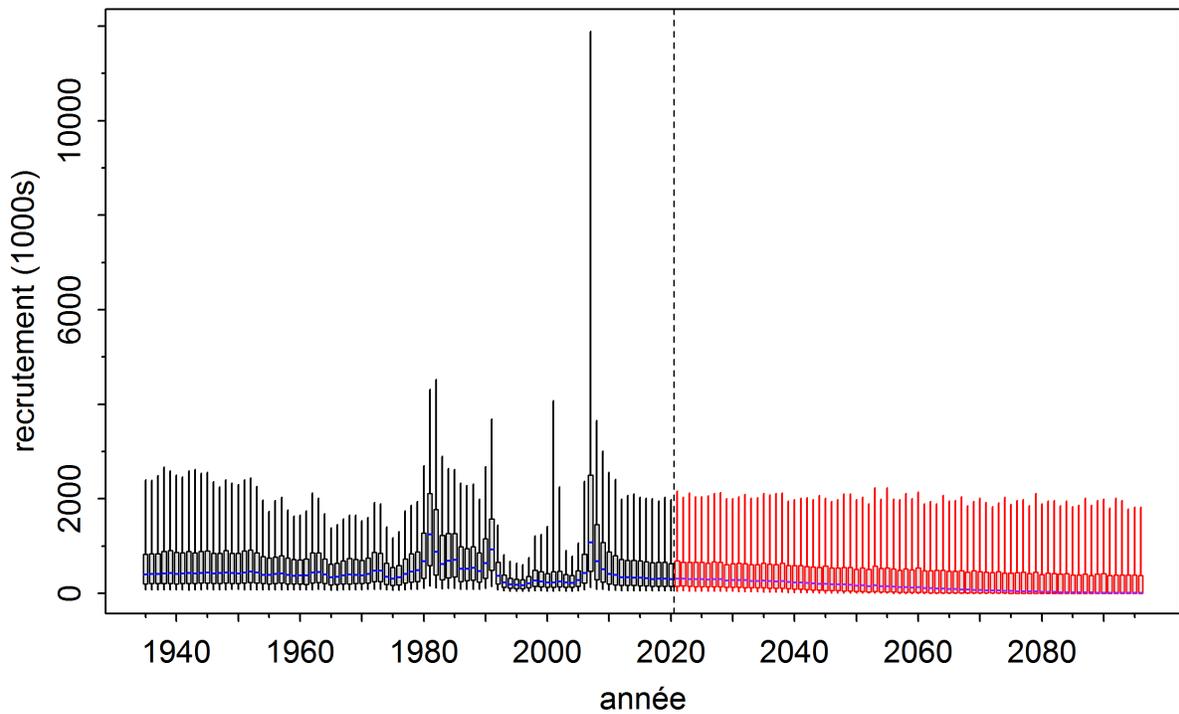


Figure F.71. SOÉTN sud scénario de référence composite : distribution a posteriori marginale de la trajectoire du recrutement (reconstituée : 1935 à 2021, projetée : 2022 à 2096) en milliers de poissons d'âge 1.

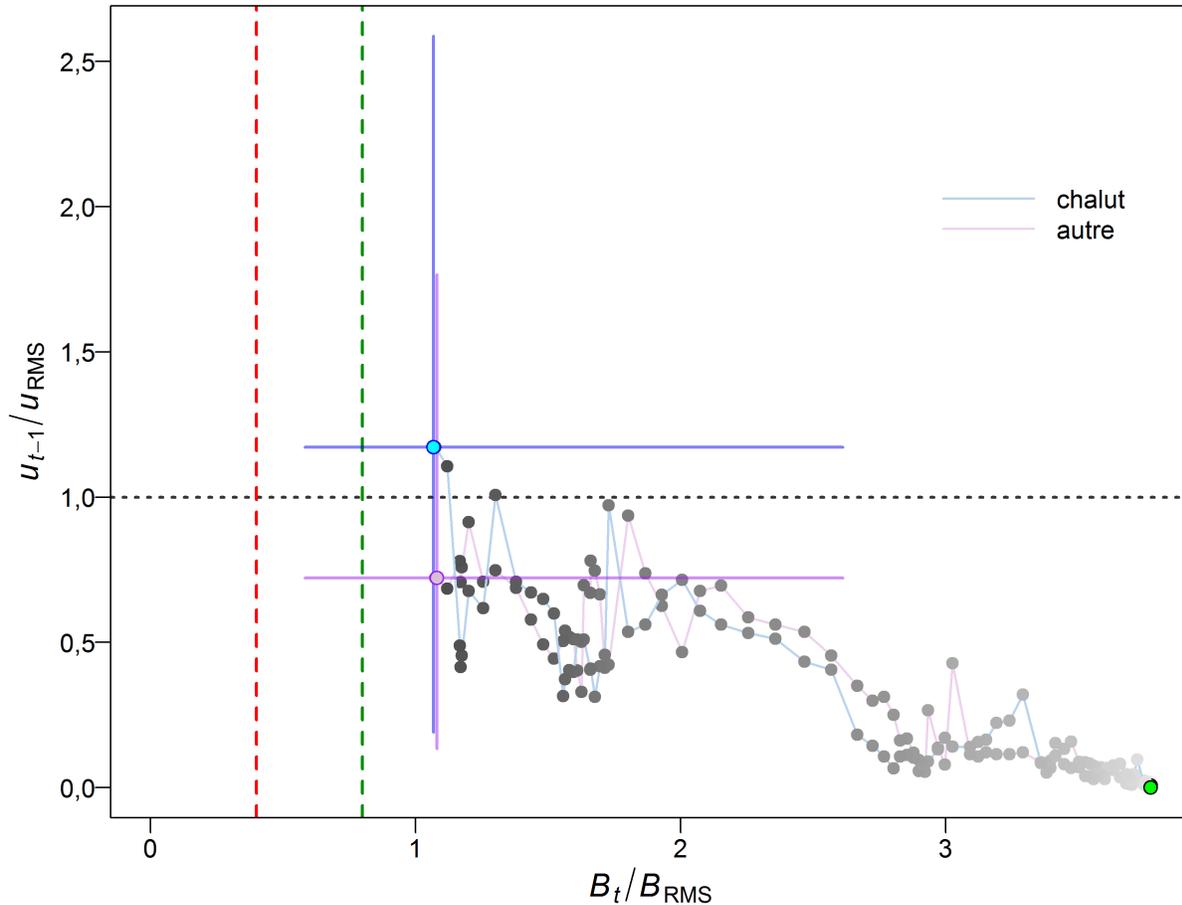


Figure F.72. SOÉTN sud scénario de référence composite : diagramme de phase dans le temps des médianes des rapports B_t/B_{RMD} (biomasse féconde de l'année t par rapport à B_{RMD}) et u_{t-1}/u_{RMD} (le taux de récolte de l'année $t - 1$ par rapport à u_{RMD}) pour les deux pêches (Chalut/Autre). Le cercle plein vert représente la première année de la série chronologique (1936). Les années passent ensuite d'une ligne à l'autre, des couleurs pâles aux couleurs foncées et la dernière année (2021) est représentée par un cercle plein cyan ou violet; les lignes bleues/violettes transversales représentent les quantiles 0,05 et 0,95 des distributions a posteriori pour la dernière année. Les lignes verticales rouges et vertes tiretées indiquent les points de référence limite et supérieur provisoires selon l'approche de précaution (0,4, 0,8 B_{RMD}), et la ligne horizontale grise pointillée indique u au RMD.

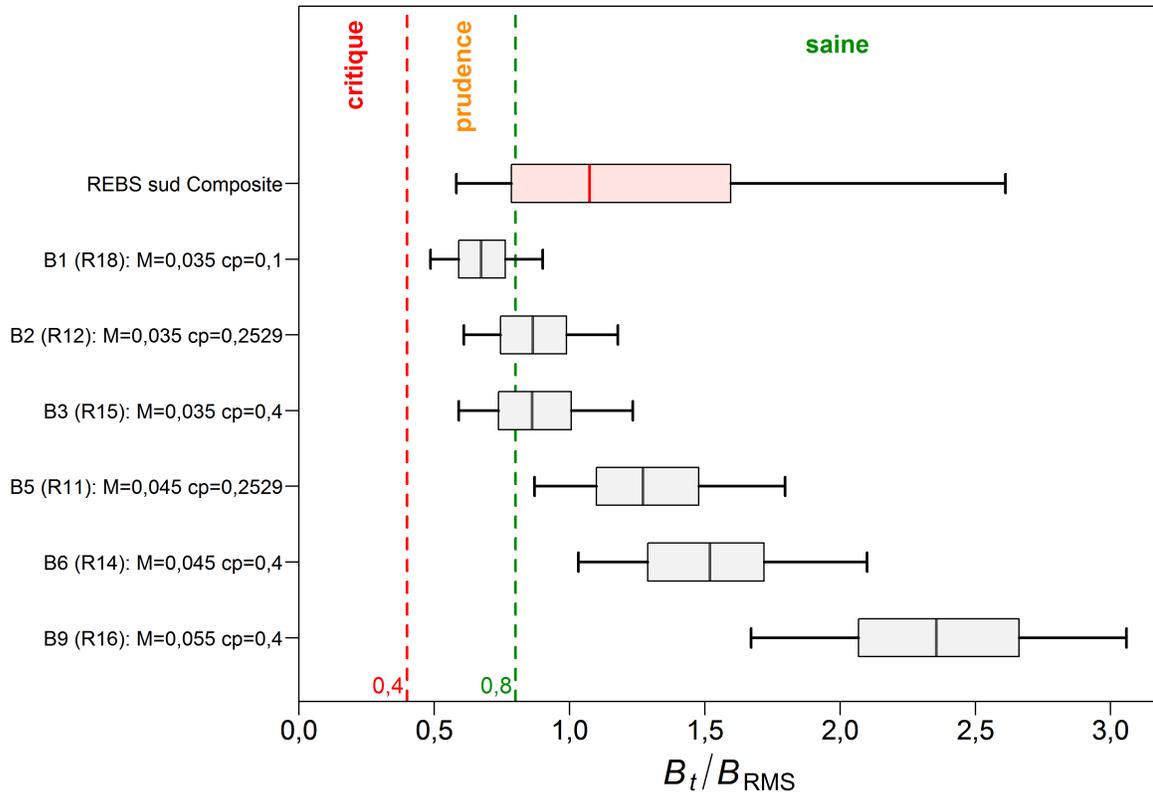


Figure F.73. SOÉTN sud scénario de référence composite : état du stock au début de 2021 par rapport aux points de référence provisoires selon l'approche de précaution de $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$ pour un scénario de référence comprenant six exécutions du modèle. Le diagramme des quantiles du haut montre la distribution composite et celui du bas les six exécutions contributrices. Les diagrammes de quartiles montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCCM.

F.3.4. SOÉTN sud – tableaux de décision

F.3.4.1. UGPF – Lignes directrices pour l'établissement de TAC

Les tableaux de décision pour le scénario de référence composite fournissent un avis à l'intention des gestionnaires, qui est exprimé sous forme de probabilités que la biomasse actuelle ou la biomasse projetée, B_t ($t = 2021, \dots, 2031$), dépasse les points de référence fondés sur la biomasse (ou que le taux de récolte projeté u_t devienne inférieur aux points de référence fondés sur les prises) selon des limites de prises constantes ou des limites de taux de récolte constants. En particulier :

- Tableaux F.69 & F.70 – probabilité que B_t dépasse le PRL, $P(B_t > 0,4B_{\text{RMD}})$, selon les limites de prises constantes ou les limites de taux de récolte constants;
- Tables F.71 & F.72 – probabilité que B_t dépasse le PRS, $P(B_t > 0,8B_{\text{RMD}})$, selon les limites de prises constantes ou les limites de taux de récolte constants;
- Tables F.73 & F.74 – probabilité que B_t dépasse la biomasse au RMD, $P(B_t > B_{\text{RMD}})$, selon les limites de prises constantes ou les limites de taux de récolte constants;
- Tableaux F.75 & F.76 – probabilité que u_t tombe en dessous du taux de récolte au RMD, $P(u_t < u_{\text{RMD}})$, selon les limites de prises constantes ou les limites de taux de récolte constants;
- Tableaux F.77 & F.78 – probabilité que B_t dépasse la biomasse de l'année en cours, $P(B_t > B_{2021})$, selon les limites de prises constantes ou les limites de taux de récolte constants;
- Tableaux F.79 & F.80 – probabilité que u_t tombe en dessous du taux de récolte de l'année en cours, $P(u_t < u_{2020})$, selon les limites de prises constantes ou les limites de taux de récolte constants;
- Tableaux F.81 & F.82 – probabilité que B_t dépasse une « limite non critique » non fixée par le MPO, $P(B_t > 0,2B_0)$, selon limites de prises constantes ou les limites de taux de récolte constants;
- Tableaux F.83 & F.84 – probabilité que B_t dépasse une biomasse « cible » non fixée par le MPO, $P(B_t > 0,4B_0)$, selon les limites de prises constantes ou les limites de taux de récolte constants;

Les points de référence fondés sur le RMD estimés dans un modèle d'évaluation du stock peuvent être très sensibles aux hypothèses du modèle concernant la mortalité naturelle et la dynamique stock-recrutement (Forrest et coll. 2018). Ainsi, d'autres pays utilisent des points de référence qui sont exprimés sous la forme de B_0 plutôt que de B_{RMD} (p. ex. N.Z. Min. Fish. 2011), parce que B_{RMD} est souvent mal estimé, dépendant de paramètres estimatifs et d'une pêche uniforme (bien que nombre de ces mêmes problèmes s'appliquent à B_0). Par conséquent, les points de référence de $0,2B_0$ et $0,4B_0$ sont également présentés ici. Ce sont les valeurs par défaut utilisées en Nouvelle-Zélande respectivement comme « limite non critique » en dessous de laquelle il faut prendre des mesures de gestion, et comme biomasse « cible » pour les stocks à productivité faible, c'est-à-dire une moyenne autour de laquelle on s'attend à voir varier la biomasse. La « limite non critique » est équivalente au point de référence supérieur du stock (PRS, $0,8 B_{\text{RMD}}$) dans le document provisoire « Cadre pour la pêche durable » du MPO, lequel ne précise pas de biomasse « cible ». En outre, des résultats sont fournis comparant la biomasse projetée à B_{RMD} et à la biomasse féconde actuelle B_{2021} , ainsi que le taux de récolte projeté au taux de récolte actuel u_{2020} .

Table F.69. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence limite $0,4B_{RMD}$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **prise constante** (en tonnes). Les valeurs sont $P(B_t > 0,4B_{RMD})$, c.-à-d. la probabilité que la biomasse féconde (femelles matures) au début de l'année t soit supérieure au point de référence limite. Les probabilités sont la proportion (à deux décimales près) des 6 000 échantillons selon la méthode de MCCM pour laquelle $B_t > 0,4B_{RMD}$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
50	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1
100	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
150	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
200	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98
250	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93
300	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,97	0,96	0,94	0,91	0,89	0,88	0,85
350	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,94	0,91	0,89	0,85	0,82	0,79	0,76
400	>0,99	>0,99	0,98	0,95	0,91	0,87	0,82	0,78	0,74	0,70	0,66
450	>0,99	0,99	0,97	0,93	0,87	0,82	0,76	0,71	0,66	0,62	0,58
500	>0,99	0,99	0,96	0,90	0,83	0,76	0,70	0,64	0,59	0,56	0,52
550	>0,99	0,99	0,94	0,86	0,79	0,70	0,64	0,58	0,54	0,51	0,48
600	>0,99	0,98	0,92	0,83	0,74	0,66	0,59	0,54	0,50	0,47	0,44

Table F.70. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence limite pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. Les valeurs sont $P(B_t > 0,4B_{RMD})$, c.-à-d. la probabilité que la biomasse féconde (femelles matures) au début de l'année t soit supérieure au point de référence limite. Les probabilités sont la proportion (à deux décimales près) des 6 000 échantillons selon la méthode de MCCM pour laquelle $B_t > 0,4B_{RMD}$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
0,01	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
0,02	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1
0,03	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1
0,04	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1
0,05	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1
0,06	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1
0,07	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,08	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,09	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,10	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,11	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,12	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99

Table F.71. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **prise constante** (en tonnes), de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0, 8B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,74	0,78	0,83	0,87	0,91	0,94	0,96	0,98	0,99	>0,99	>0,99
50	0,74	0,77	0,80	0,83	0,86	0,89	0,91	0,94	0,95	0,97	0,98
100	0,74	0,76	0,77	0,79	0,81	0,83	0,85	0,87	0,88	0,89	0,91
150	0,74	0,74	0,75	0,75	0,76	0,77	0,78	0,79	0,79	0,80	0,81
200	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,71	0,70	0,70	0,70	0,70	0,69
250	0,74	0,72	0,70	0,68	0,66	0,65	0,64	0,63	0,62	0,61	0,60
300	0,74	0,70	0,67	0,65	0,62	0,60	0,58	0,57	0,55	0,54	0,53
350	0,74	0,69	0,65	0,62	0,59	0,56	0,54	0,52	0,50	0,49	0,48
400	0,74	0,68	0,63	0,59	0,55	0,53	0,50	0,48	0,47	0,45	0,44
450	0,74	0,67	0,61	0,56	0,53	0,49	0,47	0,45	0,43	0,41	0,40
500	0,74	0,65	0,59	0,54	0,50	0,47	0,44	0,41	0,40	0,38	0,36
550	0,74	0,64	0,57	0,52	0,47	0,44	0,41	0,39	0,36	0,35	0,33
600	0,74	0,63	0,55	0,50	0,45	0,41	0,38	0,36	0,34	0,32	0,30

Table F.72. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0, 8B_{RMD})$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des 5 dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,74	0,78	0,83	0,87	0,91	0,94	0,96	0,98	0,99	>0,99	>0,99
0,01	0,74	0,77	0,82	0,85	0,89	0,92	0,95	0,97	0,98	0,99	0,99
0,02	0,74	0,77	0,81	0,84	0,87	0,90	0,93	0,95	0,97	0,98	0,99
0,03	0,74	0,76	0,80	0,82	0,85	0,88	0,91	0,93	0,95	0,96	0,97
0,04	0,74	0,76	0,78	0,81	0,83	0,86	0,88	0,90	0,92	0,94	0,95
0,05	0,74	0,76	0,77	0,79	0,81	0,83	0,85	0,87	0,88	0,90	0,91
0,06	0,74	0,75	0,76	0,77	0,79	0,80	0,81	0,83	0,84	0,86	0,87
0,07	0,74	0,74	0,75	0,75	0,76	0,77	0,78	0,79	0,80	0,80	0,80
0,08	0,74	0,74	0,73	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,74	0,73
0,09	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,70	0,69	0,69	0,68	0,67	0,66
0,10	0,74	0,72	0,71	0,70	0,68	0,67	0,65	0,64	0,62	0,60	0,59
0,11	0,74	0,72	0,70	0,67	0,65	0,63	0,61	0,59	0,57	0,55	0,53
0,12	0,74	0,71	0,68	0,65	0,63	0,60	0,57	0,55	0,52	0,50	0,48

Table F.73. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence B_{RMD} pour les projections sur 1 à 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **prise constante** (en tonnes), de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,55	0,59	0,62	0,66	0,71	0,76	0,80	0,84	0,88	0,92	0,95
50	0,55	0,58	0,60	0,63	0,66	0,69	0,72	0,76	0,79	0,82	0,85
100	0,55	0,57	0,58	0,60	0,62	0,63	0,65	0,67	0,69	0,71	0,73
150	0,55	0,56	0,57	0,57	0,58	0,58	0,59	0,60	0,61	0,61	0,62
200	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,54	0,55	0,54	0,54	0,54
250	0,55	0,54	0,53	0,52	0,52	0,51	0,50	0,50	0,49	0,49	0,48
300	0,55	0,53	0,52	0,50	0,49	0,48	0,47	0,46	0,45	0,45	0,44
350	0,55	0,53	0,50	0,48	0,46	0,45	0,43	0,42	0,41	0,40	0,40
400	0,55	0,52	0,49	0,46	0,44	0,42	0,41	0,39	0,38	0,37	0,36
450	0,55	0,51	0,47	0,44	0,42	0,40	0,38	0,36	0,35	0,34	0,33
500	0,55	0,50	0,46	0,42	0,40	0,37	0,35	0,34	0,32	0,31	0,29
550	0,55	0,49	0,45	0,41	0,38	0,35	0,33	0,31	0,30	0,28	0,27
600	0,55	0,49	0,43	0,39	0,36	0,33	0,31	0,29	0,27	0,26	0,24

Table F.74. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence B_{RMD} pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{RMD})$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,55	0,59	0,62	0,66	0,71	0,76	0,80	0,84	0,88	0,92	0,95
0,01	0,55	0,58	0,61	0,64	0,68	0,72	0,77	0,80	0,84	0,88	0,91
0,02	0,55	0,58	0,60	0,63	0,65	0,69	0,72	0,76	0,80	0,83	0,86
0,03	0,55	0,57	0,59	0,61	0,63	0,66	0,68	0,71	0,74	0,77	0,80
0,04	0,55	0,57	0,58	0,59	0,61	0,62	0,64	0,66	0,68	0,70	0,72
0,05	0,55	0,56	0,57	0,58	0,58	0,59	0,61	0,62	0,63	0,63	0,65
0,06	0,55	0,55	0,56	0,56	0,56	0,57	0,57	0,57	0,57	0,58	0,58
0,07	0,55	0,55	0,55	0,54	0,54	0,54	0,54	0,53	0,53	0,53	0,52
0,08	0,55	0,54	0,54	0,53	0,52	0,51	0,50	0,49	0,49	0,48	0,47
0,09	0,55	0,54	0,53	0,51	0,50	0,48	0,47	0,46	0,45	0,44	0,43
0,10	0,55	0,53	0,51	0,49	0,47	0,46	0,44	0,43	0,41	0,39	0,38
0,11	0,55	0,53	0,50	0,48	0,45	0,43	0,41	0,39	0,37	0,35	0,33
0,12	0,55	0,52	0,49	0,46	0,43	0,41	0,39	0,36	0,33	0,31	0,29

Table F.75. SOÉTN sud : tableau de décision permettant de comparer le taux de récolte projeté à celui au RMD, pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{RMD})$, soit environ la probabilité que le taux de récolte au milieu de l'année t soit inférieur à celui au RMD. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
100	0,87	0,88	0,89	0,91	0,93	0,94	0,96	0,97	0,98	0,98	0,98
150	0,63	0,63	0,63	0,64	0,65	0,67	0,68	0,70	0,72	0,73	0,74
200	0,49	0,49	0,49	0,49	0,50	0,50	0,51	0,51	0,52	0,52	0,52
250	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,41	0,41	0,42	0,42	0,42	0,43
300	0,34	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
350	0,28	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,27	0,28	0,28	0,28	0,27
400	0,24	0,23	0,23	0,22	0,22	0,22	0,23	0,23	0,23	0,23	0,22
450	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,19
500	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17	0,17	0,17
550	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15
600	0,16	0,15	0,15	0,15	0,15	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14

Table F.76. SOÉTN sud : tableau de décision permettant de comparer le taux de récolte projeté à celui au RMD, pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{RMD})$, soit environ la probabilité que le taux de récolte au milieu de l'année t soit inférieur à celui au RMD. À titre de référence, le taux de récolte moyen pour les cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	0,96	0,95	0,95	0,96	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95
0,06	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,59	0,59	0,60	0,60	0,59	0,60
0,07	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,32
0,08	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
0,10	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
0,11	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
0,12	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

Table F.77. SOÉTN sud : tableau de décision (Complexe du sud) permettant de comparer la biomasse projetée à la biomasse actuelle pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, d'après les probabilités que $P(B_t > B_{2021})$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50	0	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	0	0,98	0,99	0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
150	0	0,73	0,77	0,79	0,81	0,82	0,83	0,83	0,84	0,84	0,85
200	0	0,45	0,47	0,48	0,49	0,51	0,51	0,52	0,53	0,54	0,54
250	0	0,30	0,29	0,29	0,30	0,31	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32
300	0	0,20	0,19	0,19	0,19	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21	0,21
350	0	0,14	0,13	0,13	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
400	0	0,10	0,09	0,09	0,09	0,10	0,10	0,10	0,09	0,09	0,10
450	0	0,07	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
500	0	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04
550	0	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
600	0	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

Table F.78. SOÉTN sud : tableau de décision (Complexe du sud) permettant de comparer la biomasse projetée à la biomasse actuelle pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, d'après les probabilités que $P(B_t > B_{2021})$. À titre de référence, le taux de récolte moyen pour les cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	0	>0,99	>0,99	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,02	0	0,98	0,98	0,98	0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,98	0,98
0,03	0	0,90	0,91	0,92	0,92	0,93	0,93	0,93	0,92	0,92	0,92
0,04	0	0,77	0,79	0,80	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81
0,05	0	0,62	0,64	0,65	0,66	0,67	0,67	0,67	0,68	0,68	0,67
0,06	0	0,48	0,50	0,51	0,51	0,52	0,52	0,53	0,53	0,53	0,53
0,07	0	0,36	0,37	0,38	0,38	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39
0,08	0	0,27	0,28	0,28	0,28	0,28	0,29	0,28	0,28	0,28	0,28
0,09	0	0,21	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,20
0,10	0	0,16	0,15	0,15	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15
0,11	0	0,13	0,12	0,12	0,11	0,12	0,12	0,12	0,12	0,11	0,11
0,12	0	0,10	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08	0,08

Table F.79. SOÉTN sud : tableau de décision permettant de comparer le taux de récolte projeté à celui de 2020 pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{2020})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
150	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
200	0,33	0,36	0,40	0,45	0,50	0,55	0,59	0,62	0,64	0,65	0,66
250	0	0	0	<0,01	0,01	0,02	0,05	0,07	0,10	0,12	0,13
300	0	0	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01
350	0	0	0	0	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
400	0	0	0	0	0	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01
450	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
550	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table F.80. SOÉTN sud : tableau de décision permettant de comparer le taux de récolte projeté à celui de 2020 pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{2020})$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,02	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92
0,03	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83
0,04	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72
0,05	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62
0,06	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51
0,07	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41
0,08	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32
0,09	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
0,10	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
0,12	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08

Table F.81. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence limite de recharge $0,2B_0$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,2B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,79	0,83	0,87	0,91	0,94	0,97	0,98	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
50	0,79	0,82	0,85	0,88	0,91	0,93	0,95	0,96	0,97	0,98	0,99
100	0,79	0,81	0,82	0,84	0,86	0,88	0,89	0,90	0,92	0,93	0,94
150	0,79	0,79	0,80	0,81	0,81	0,82	0,82	0,83	0,84	0,84	0,85
200	0,79	0,78	0,77	0,77	0,76	0,76	0,75	0,75	0,74	0,74	0,74
250	0,79	0,77	0,75	0,73	0,71	0,70	0,69	0,67	0,66	0,64	0,64
300	0,79	0,75	0,72	0,69	0,67	0,64	0,62	0,60	0,59	0,57	0,56
350	0,79	0,74	0,70	0,66	0,62	0,60	0,57	0,55	0,53	0,51	0,50
400	0,79	0,73	0,68	0,63	0,59	0,56	0,53	0,51	0,49	0,47	0,46
450	0,79	0,72	0,65	0,60	0,56	0,52	0,49	0,47	0,45	0,43	0,41
500	0,79	0,70	0,63	0,57	0,53	0,49	0,46	0,43	0,41	0,39	0,38
550	0,79	0,69	0,61	0,55	0,50	0,46	0,43	0,40	0,38	0,36	0,34
600	0,79	0,68	0,59	0,53	0,48	0,43	0,40	0,38	0,35	0,33	0,31

Table F.82. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence limite de recharge $0,2B_0$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,2B_0)$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,79	0,83	0,87	0,91	0,94	0,97	0,98	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,01	0,79	0,83	0,86	0,90	0,93	0,96	0,97	0,99	0,99	>0,99	>0,99
0,02	0,79	0,82	0,86	0,89	0,92	0,94	0,96	0,98	0,99	0,99	>0,99
0,03	0,79	0,82	0,84	0,88	0,90	0,93	0,95	0,96	0,97	0,98	0,99
0,04	0,79	0,81	0,84	0,86	0,89	0,91	0,93	0,94	0,96	0,97	0,98
0,05	0,79	0,81	0,83	0,85	0,87	0,89	0,90	0,92	0,93	0,94	0,95
0,06	0,79	0,80	0,82	0,83	0,85	0,86	0,88	0,89	0,90	0,91	0,92
0,07	0,79	0,80	0,81	0,81	0,82	0,83	0,84	0,86	0,86	0,87	0,87
0,08	0,79	0,79	0,80	0,80	0,80	0,80	0,81	0,82	0,82	0,82	0,82
0,09	0,79	0,79	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,77	0,76	0,75	0,75
0,10	0,79	0,78	0,77	0,76	0,75	0,74	0,73	0,72	0,70	0,69	0,67
0,11	0,79	0,77	0,76	0,74	0,73	0,71	0,69	0,67	0,65	0,62	0,60
0,12	0,79	0,77	0,74	0,72	0,70	0,67	0,65	0,62	0,59	0,57	0,54

Table F.83. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock de recharge pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,4B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,28	0,31	0,33	0,35	0,37	0,39	0,42	0,44	0,47	0,50	0,52
50	0,28	0,30	0,32	0,33	0,35	0,37	0,39	0,41	0,42	0,44	0,47
100	0,28	0,30	0,31	0,32	0,33	0,35	0,36	0,37	0,38	0,40	0,41
150	0,28	0,29	0,30	0,31	0,31	0,32	0,33	0,34	0,35	0,36	0,37
200	0,28	0,29	0,29	0,30	0,30	0,30	0,31	0,31	0,32	0,32	0,32
250	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,29
300	0,28	0,28	0,27	0,27	0,27	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26
350	0,28	0,28	0,27	0,26	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,23	0,23
400	0,28	0,27	0,26	0,25	0,24	0,23	0,23	0,22	0,22	0,21	0,21
450	0,28	0,27	0,25	0,24	0,23	0,22	0,21	0,21	0,20	0,20	0,19
500	0,28	0,26	0,25	0,23	0,22	0,21	0,20	0,19	0,19	0,18	0,18
550	0,28	0,26	0,24	0,22	0,21	0,20	0,19	0,18	0,18	0,17	0,17
600	0,28	0,25	0,23	0,21	0,20	0,19	0,18	0,17	0,16	0,16	0,15

Table F.84. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock de recharge $0,4B_0$ pour les projections sur 1 à 10 ans pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,4B_0)$. À titre de référence, le taux de récolte moyen au cours des cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,28	0,31	0,33	0,35	0,37	0,39	0,42	0,44	0,47	0,50	0,52
0,01	0,28	0,30	0,32	0,34	0,35	0,37	0,39	0,41	0,43	0,46	0,47
0,02	0,28	0,30	0,31	0,32	0,33	0,35	0,36	0,38	0,39	0,41	0,42
0,03	0,28	0,29	0,30	0,31	0,32	0,33	0,34	0,34	0,35	0,37	0,37
0,04	0,28	0,29	0,29	0,30	0,30	0,31	0,31	0,31	0,32	0,32	0,32
0,05	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28
0,06	0,28	0,28	0,27	0,27	0,26	0,26	0,26	0,25	0,25	0,24	0,24
0,07	0,28	0,27	0,26	0,26	0,25	0,24	0,23	0,23	0,22	0,21	0,21
0,08	0,28	0,27	0,25	0,24	0,23	0,22	0,21	0,20	0,20	0,19	0,18
0,09	0,28	0,27	0,25	0,23	0,22	0,20	0,19	0,18	0,17	0,16	0,15
0,10	0,28	0,26	0,24	0,22	0,20	0,19	0,18	0,16	0,15	0,14	0,13
0,11	0,28	0,25	0,23	0,21	0,19	0,18	0,16	0,15	0,13	0,12	0,10
0,12	0,28	0,25	0,22	0,20	0,18	0,16	0,15	0,13	0,11	0,10	0,08

F.3.4.2. UGPF – Orientation à long terme

Table F.85. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence limite $0,4B_{RMD}$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de prise constante, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,4B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1
150	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93
200	>0,99	>0,99	0,99	0,96	0,93	0,90	0,83	0,77	0,73	0,69	0,66
250	>0,99	0,99	0,94	0,88	0,81	0,73	0,63	0,57	0,52	0,49	0,47
300	>0,99	0,97	0,88	0,76	0,66	0,59	0,50	0,45	0,41	0,38	0,36
350	>0,99	0,94	0,79	0,64	0,55	0,49	0,41	0,36	0,32	0,29	0,26
400	>0,99	0,91	0,70	0,55	0,48	0,42	0,34	0,29	0,25	0,22	0,20
450	>0,99	0,87	0,62	0,49	0,42	0,36	0,28	0,23	0,20	0,18	0,17
500	>0,99	0,83	0,56	0,44	0,37	0,31	0,24	0,19	0,17	0,15	0,14
550	>0,99	0,79	0,51	0,40	0,32	0,27	0,20	0,17	0,14	0,13	0,11
600	>0,99	0,74	0,47	0,36	0,28	0,23	0,18	0,14	0,12	0,10	0,09

Table F.86. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence limite $0,4B_{RMD}$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de taux de récolte, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,4B_{RMD})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,06	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,07	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,08	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99
0,09	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,98	0,98	0,96	0,95
0,10	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,94	0,91	0,90	0,87
0,11	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,92	0,87	0,83	0,78	0,75
0,12	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,97	0,94	0,85	0,77	0,71	0,66	0,61

Table F.87. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock $0,8B_{RMD}$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,8B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,74	0,91	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
50	0,74	0,86	0,97	0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1
100	0,74	0,81	0,89	0,94	0,97	0,98	0,98	0,99	0,99	0,99	>0,99
150	0,74	0,76	0,80	0,83	0,84	0,84	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83
200	0,74	0,71	0,70	0,69	0,67	0,65	0,62	0,60	0,58	0,56	0,55
250	0,74	0,66	0,61	0,57	0,54	0,52	0,48	0,45	0,43	0,41	0,40
300	0,74	0,62	0,54	0,50	0,46	0,44	0,39	0,35	0,33	0,31	0,29
350	0,74	0,59	0,49	0,44	0,40	0,37	0,32	0,28	0,25	0,23	0,22
400	0,74	0,55	0,45	0,39	0,35	0,31	0,26	0,22	0,20	0,18	0,17
450	0,74	0,53	0,41	0,35	0,30	0,26	0,21	0,18	0,16	0,15	0,14
500	0,74	0,50	0,38	0,31	0,26	0,22	0,18	0,15	0,14	0,13	0,11
550	0,74	0,47	0,35	0,27	0,23	0,20	0,15	0,13	0,12	0,10	0,09
600	0,74	0,45	0,32	0,24	0,20	0,17	0,14	0,11	0,09	0,08	0,07

Table F.88. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock $0,8B_{RMD}$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une gamme de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0,8B_{RMD})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,74	0,91	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
0,01	0,74	0,89	0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
0,02	0,74	0,87	0,98	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1
0,03	0,74	0,85	0,96	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1
0,04	0,74	0,83	0,94	0,98	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,05	0,74	0,81	0,90	0,94	0,96	0,97	0,96	0,96	0,96	0,97	0,97
0,06	0,74	0,79	0,86	0,89	0,90	0,89	0,87	0,85	0,86	0,85	0,84
0,07	0,74	0,76	0,80	0,81	0,80	0,77	0,73	0,69	0,68	0,67	0,64
0,08	0,74	0,74	0,74	0,71	0,67	0,63	0,57	0,53	0,51	0,48	0,46
0,09	0,74	0,71	0,67	0,61	0,57	0,52	0,44	0,39	0,36	0,34	0,32
0,10	0,74	0,68	0,60	0,53	0,47	0,42	0,33	0,28	0,26	0,24	0,22
0,11	0,74	0,65	0,55	0,46	0,39	0,34	0,25	0,20	0,19	0,17	0,15
0,12	0,74	0,63	0,50	0,40	0,33	0,27	0,20	0,15	0,14	0,12	0,11

Table F.89. SOÉTN sud : tableau de décision concernant la biomasse au rendement maximal durable B_{RMD} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,55	0,71	0,92	0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1
50	0,55	0,66	0,82	0,93	0,98	0,99	>0,99	>0,99	1	1	1
100	0,55	0,62	0,71	0,80	0,86	0,90	0,93	0,95	0,97	0,98	0,99
150	0,55	0,58	0,61	0,65	0,68	0,70	0,72	0,73	0,74	0,75	0,76
200	0,55	0,55	0,54	0,55	0,55	0,54	0,54	0,52	0,51	0,51	0,50
250	0,55	0,52	0,49	0,47	0,46	0,45	0,42	0,40	0,39	0,37	0,36
300	0,55	0,49	0,45	0,42	0,40	0,38	0,34	0,31	0,29	0,27	0,26
350	0,55	0,46	0,40	0,37	0,34	0,31	0,27	0,24	0,22	0,21	0,19
400	0,55	0,44	0,37	0,33	0,29	0,26	0,22	0,19	0,18	0,16	0,15
450	0,55	0,42	0,34	0,29	0,25	0,22	0,19	0,16	0,14	0,14	0,12
500	0,55	0,40	0,31	0,25	0,22	0,19	0,16	0,13	0,12	0,11	0,10
550	0,55	0,38	0,28	0,23	0,20	0,17	0,14	0,11	0,10	0,09	0,08
600	0,55	0,36	0,26	0,21	0,18	0,15	0,12	0,09	0,08	0,07	0,06

Table F.90. SOÉTN sud : tableau de décision concernant la biomasse au rendement maximal durable B_{RMD} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{RMD})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,55	0,71	0,92	0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1
0,01	0,55	0,68	0,88	0,98	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1
0,02	0,55	0,65	0,83	0,95	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1
0,03	0,55	0,63	0,77	0,89	0,95	0,97	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,04	0,55	0,61	0,70	0,80	0,86	0,90	0,92	0,93	0,94	0,96	0,96
0,05	0,55	0,58	0,63	0,70	0,74	0,76	0,77	0,78	0,79	0,80	0,79
0,06	0,55	0,56	0,58	0,60	0,61	0,61	0,59	0,58	0,58	0,58	0,56
0,07	0,55	0,54	0,53	0,51	0,50	0,48	0,44	0,40	0,39	0,38	0,37
0,08	0,55	0,52	0,48	0,44	0,41	0,38	0,32	0,27	0,26	0,24	0,24
0,09	0,55	0,50	0,44	0,38	0,33	0,29	0,23	0,19	0,17	0,16	0,15
0,10	0,55	0,47	0,39	0,32	0,27	0,22	0,17	0,13	0,12	0,10	0,10
0,11	0,55	0,45	0,35	0,27	0,22	0,18	0,12	0,09	0,08	0,07	0,06
0,12	0,55	0,43	0,31	0,23	0,18	0,14	0,08	0,06	0,05	0,05	0,04

Table F.91. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le taux de récolte au rendement maximal durable u_{RMD} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{RMD})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50	>0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	0,87	0,93	0,98	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99	>0,99
150	0,63	0,65	0,73	0,76	0,77	0,77	0,77	0,77	0,78	0,79	0,79
200	0,49	0,50	0,52	0,52	0,52	0,52	0,51	0,51	0,50	0,50	0,50
250	0,40	0,40	0,42	0,42	0,41	0,40	0,39	0,38	0,37	0,36	0,35
300	0,34	0,33	0,34	0,34	0,32	0,31	0,29	0,27	0,26	0,25	0,24
350	0,28	0,27	0,28	0,26	0,25	0,24	0,22	0,20	0,19	0,19	0,18
400	0,24	0,22	0,23	0,21	0,20	0,19	0,18	0,16	0,15	0,15	0,14
450	0,20	0,20	0,20	0,18	0,17	0,16	0,15	0,13	0,13	0,12	0,11
500	0,18	0,18	0,17	0,16	0,15	0,14	0,12	0,11	0,10	0,09	0,09
550	0,17	0,16	0,15	0,14	0,13	0,12	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06
600	0,16	0,15	0,14	0,13	0,11	0,10	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05

Table F.92. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le taux de récolte au rendement maximal durable u_{RMD} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{RMD})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,02	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,03	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,04	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,05	0,96	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,96	0,95	0,95
0,06	0,60	0,60	0,59	0,60	0,60	0,60	0,60	0,59	0,60	0,59	0,60
0,07	0,33	0,33	0,33	0,33	0,32	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
0,08	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
0,10	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
0,11	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
0,12	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

Table F.93. SOÉTN sud : tableau de décision permettant de comparer la biomasse projetée à la biomasse actuelle B_{2021} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{2021})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
50	0	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99
100	0	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
150	0	0,81	0,84	0,86	0,85	0,84	0,82	0,80	0,79	0,80	0,80
200	0	0,49	0,54	0,54	0,54	0,52	0,47	0,44	0,43	0,42	0,40
250	0	0,30	0,32	0,33	0,32	0,30	0,26	0,24	0,22	0,21	0,20
300	0	0,19	0,21	0,21	0,20	0,18	0,15	0,12	0,12	0,11	0,10
350	0	0,13	0,14	0,13	0,12	0,11	0,08	0,07	0,06	0,06	0,05
400	0	0,09	0,09	0,09	0,08	0,07	0,05	0,04	0,03	0,03	0,03
450	0	0,06	0,07	0,06	0,06	0,05	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01
500	0	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
550	0	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
600	0	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.94. SOÉTN sud : tableau de décision permettant de comparer la biomasse projetée à la biomasse actuelle B_{2021} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > B_{2021})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0	1	1	1	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,01	0	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,98	0,98
0,02	0	0,99	0,98	0,97	0,97	0,96	0,95	0,94	0,94	0,94	0,94
0,03	0	0,92	0,92	0,91	0,90	0,89	0,87	0,86	0,86	0,85	0,85
0,04	0	0,81	0,81	0,80	0,79	0,78	0,76	0,75	0,75	0,74	0,74
0,05	0	0,66	0,68	0,66	0,66	0,64	0,61	0,59	0,59	0,59	0,59
0,06	0	0,51	0,53	0,51	0,50	0,48	0,46	0,43	0,44	0,43	0,42
0,07	0	0,38	0,39	0,39	0,37	0,35	0,32	0,30	0,30	0,30	0,29
0,08	0	0,28	0,28	0,28	0,26	0,25	0,21	0,19	0,20	0,18	0,18
0,09	0	0,20	0,21	0,20	0,18	0,16	0,14	0,12	0,11	0,11	0,11
0,10	0	0,16	0,15	0,14	0,12	0,11	0,09	0,07	0,07	0,07	0,06
0,11	0	0,11	0,11	0,10	0,08	0,07	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
0,12	0	0,09	0,08	0,07	0,06	0,05	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02

Table F.95. SOÉTN sud : tableau de décision permettant de comparer le taux de récolte projeté au taux de récolte actuel u_{2020} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{2020})$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
150	1	>0,99	>0,99	0,99	0,99	0,97	0,95	0,93	0,92	0,91	0,90
200	0,33	0,50	0,65	0,64	0,60	0,57	0,52	0,48	0,48	0,46	0,45
250	0	0,01	0,12	0,15	0,16	0,16	0,15	0,14	0,13	0,13	0,13
300	0	0	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02
350	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
400	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
450	0	0	0	<0,01	0	<0,01	<0,01	<0,01	0	<0,01	<0,01
500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<0,01	<0,01
550	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<0,01	0
600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table F.96. SOÉTN sud : tableau de décision pour comparer le taux de récolte projeté au taux de récolte actuel u_{2020} pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une gamme de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(u_t < u_{2020})$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,01	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,02	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92	0,92
0,03	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83
0,04	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72	0,72
0,05	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62
0,06	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51
0,07	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41
0,08	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32
0,09	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24
0,10	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
0,12	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08

Table F.97. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence limite de recharge $0.2B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.2B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,79	0,94	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
50	0,79	0,91	0,98	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1
100	0,79	0,86	0,93	0,96	0,98	0,98	0,99	0,99	0,99	>0,99	>0,99
150	0,79	0,81	0,84	0,87	0,87	0,87	0,86	0,85	0,85	0,85	0,84
200	0,79	0,76	0,74	0,73	0,70	0,68	0,64	0,61	0,60	0,58	0,56
250	0,79	0,71	0,64	0,60	0,57	0,54	0,50	0,46	0,44	0,42	0,41
300	0,79	0,67	0,57	0,52	0,48	0,45	0,40	0,36	0,34	0,32	0,30
350	0,79	0,62	0,51	0,46	0,42	0,38	0,33	0,29	0,26	0,24	0,22
400	0,79	0,59	0,47	0,41	0,36	0,32	0,27	0,23	0,20	0,19	0,17
450	0,79	0,56	0,43	0,36	0,31	0,27	0,22	0,19	0,17	0,15	0,14
500	0,79	0,53	0,39	0,32	0,27	0,23	0,19	0,16	0,14	0,13	0,11
550	0,79	0,50	0,36	0,29	0,23	0,20	0,16	0,13	0,12	0,10	0,09
600	0,79	0,48	0,33	0,25	0,21	0,18	0,14	0,11	0,10	0,08	0,07

Table F.98. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence limite de recharge $0.2B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.2B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,79	0,94	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
0,01	0,79	0,93	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
0,02	0,79	0,92	0,99	>0,99	1	1	1	1	1	1	1
0,03	0,79	0,90	0,98	>0,99	>0,99	>0,99	1	1	1	1	1
0,04	0,79	0,89	0,97	0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99	>0,99
0,05	0,79	0,87	0,94	0,98	0,98	0,99	0,98	0,98	0,99	0,99	0,98
0,06	0,79	0,85	0,91	0,94	0,94	0,94	0,92	0,91	0,91	0,91	0,90
0,07	0,79	0,82	0,87	0,88	0,87	0,85	0,80	0,77	0,76	0,74	0,73
0,08	0,79	0,80	0,82	0,80	0,76	0,72	0,65	0,61	0,58	0,56	0,53
0,09	0,79	0,78	0,75	0,71	0,65	0,59	0,51	0,45	0,42	0,40	0,38
0,10	0,79	0,75	0,69	0,61	0,54	0,48	0,39	0,33	0,30	0,28	0,27
0,11	0,79	0,73	0,62	0,53	0,46	0,39	0,30	0,24	0,22	0,20	0,19
0,12	0,79	0,70	0,57	0,46	0,38	0,32	0,23	0,18	0,16	0,14	0,13

Table F.99. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock de recharge $0.4B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.4B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,28	0,37	0,50	0,66	0,85	0,96	>0,99	1	1	1	1
50	0,28	0,35	0,44	0,53	0,65	0,76	0,91	0,96	0,98	>0,99	>0,99
100	0,28	0,33	0,40	0,46	0,51	0,57	0,66	0,72	0,79	0,84	0,87
150	0,28	0,31	0,36	0,39	0,43	0,45	0,48	0,50	0,52	0,55	0,56
200	0,28	0,30	0,32	0,34	0,36	0,36	0,37	0,37	0,37	0,38	0,37
250	0,28	0,28	0,28	0,29	0,29	0,29	0,28	0,28	0,27	0,26	0,26
300	0,28	0,27	0,26	0,25	0,25	0,24	0,22	0,21	0,19	0,19	0,19
350	0,28	0,25	0,23	0,22	0,21	0,20	0,18	0,16	0,15	0,15	0,14
400	0,28	0,24	0,21	0,20	0,19	0,17	0,15	0,13	0,12	0,12	0,10
450	0,28	0,23	0,20	0,18	0,16	0,15	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08
500	0,28	0,22	0,18	0,16	0,14	0,12	0,10	0,09	0,08	0,06	0,06
550	0,28	0,21	0,17	0,15	0,13	0,11	0,09	0,07	0,06	0,05	0,04
600	0,28	0,20	0,16	0,13	0,11	0,10	0,07	0,05	0,04	0,04	0,03

Table F.100. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le point de référence supérieur du stock de recharge $0.4B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.4B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,28	0,37	0,50	0,66	0,85	0,96	>0,99	1	1	1	1
0,01	0,28	0,35	0,46	0,56	0,71	0,85	0,96	0,99	>0,99	>0,99	1
0,02	0,28	0,33	0,41	0,48	0,57	0,66	0,81	0,89	0,93	0,96	0,97
0,03	0,28	0,32	0,37	0,41	0,46	0,50	0,59	0,64	0,70	0,74	0,75
0,04	0,28	0,30	0,32	0,34	0,36	0,38	0,39	0,40	0,42	0,44	0,44
0,05	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,27	0,25	0,23	0,23	0,23	0,23
0,06	0,28	0,26	0,24	0,23	0,21	0,19	0,15	0,13	0,13	0,12	0,11
0,07	0,28	0,25	0,21	0,18	0,15	0,13	0,09	0,07	0,07	0,06	0,06
0,08	0,28	0,23	0,19	0,15	0,11	0,08	0,05	0,04	0,04	0,03	0,03
0,09	0,28	0,22	0,16	0,11	0,08	0,05	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01
0,10	0,28	0,20	0,14	0,08	0,05	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
0,11	0,28	0,19	0,12	0,06	0,03	0,02	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01
0,12	0,28	0,18	0,10	0,04	0,02	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

F.3.4.3. COSEPAC – Critères de référence

Table F.101. SOÉTN sud : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de prise constante. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,17	0,18	0,20	0,21	0,23	0,25	0,28	0,30	0,33	0,35	0,37
50	0,17	0,18	0,20	0,21	0,22	0,24	0,25	0,27	0,29	0,31	0,33
100	0,17	0,18	0,19	0,20	0,21	0,22	0,23	0,25	0,26	0,27	0,28
150	0,17	0,18	0,19	0,19	0,20	0,21	0,22	0,23	0,23	0,24	0,25
200	0,17	0,17	0,18	0,18	0,19	0,20	0,20	0,21	0,21	0,22	0,22
250	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,18	0,19	0,19	0,20	0,20	0,20
300	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
350	0,17	0,17	0,17	0,16	0,16	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
400	0,17	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15
450	0,17	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15	0,14	0,14	0,14	0,14
500	0,17	0,16	0,16	0,15	0,15	0,14	0,14	0,13	0,13	0,13	0,12
550	0,17	0,16	0,15	0,15	0,14	0,13	0,13	0,13	0,12	0,12	0,12
600	0,17	0,16	0,15	0,14	0,13	0,13	0,12	0,12	0,11	0,11	0,11

Table F.102. SOÉTN sud : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de taux de récolte. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,17	0,18	0,20	0,21	0,23	0,25	0,28	0,30	0,33	0,35	0,37
0,01	0,17	0,18	0,19	0,20	0,22	0,23	0,25	0,27	0,29	0,30	0,32
0,02	0,17	0,18	0,19	0,20	0,20	0,21	0,23	0,24	0,25	0,26	0,27
0,03	0,17	0,17	0,18	0,19	0,19	0,20	0,21	0,21	0,22	0,22	0,23
0,04	0,17	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,19	0,19	0,19	0,19	0,20
0,05	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,16
0,06	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15	0,14	0,14	0,13
0,07	0,17	0,16	0,16	0,15	0,14	0,14	0,13	0,13	0,12	0,11	0,11
0,08	0,17	0,16	0,15	0,14	0,13	0,12	0,11	0,11	0,10	0,09	0,08
0,09	0,17	0,16	0,15	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06
0,10	0,17	0,16	0,14	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,06	0,05	0,04
0,11	0,17	0,15	0,13	0,12	0,10	0,09	0,07	0,06	0,05	0,04	0,03
0,12	0,17	0,15	0,13	0,11	0,09	0,08	0,06	0,05	0,03	0,02	0,02

Table F.103. SOÉTN sud : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 30\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,10	0,11	0,12	0,13	0,14
50	0,04	0,05	0,06	0,06	0,07	0,08	0,09	0,10	0,11	0,11	0,12
100	0,04	0,05	0,06	0,06	0,07	0,07	0,08	0,09	0,10	0,10	0,11
150	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,07	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10
200	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,09
250	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07	0,07	0,08
300	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07
350	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06
400	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
450	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05
500	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
550	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03
600	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03

Table F.104. SOÉTN sud : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 30\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,10	0,11	0,12	0,13	0,14
0,01	0,04	0,05	0,06	0,06	0,07	0,07	0,08	0,09	0,10	0,10	0,11
0,02	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08
0,03	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06
0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
0,05	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02
0,06	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
0,07	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
0,08	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,09	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,10	0,04	0,03	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,11	0,04	0,03	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	0
0,12	0,04	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	0	0

Table F.105. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le critère de référence $0.5B_0$ pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.5B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,17	0,18	0,19	0,21	0,22	0,24	0,26	0,28	0,30	0,32	0,34
50	0,17	0,18	0,19	0,20	0,21	0,22	0,24	0,25	0,27	0,28	0,30
100	0,17	0,17	0,19	0,19	0,20	0,21	0,22	0,23	0,24	0,25	0,26
150	0,17	0,17	0,18	0,19	0,19	0,20	0,20	0,21	0,22	0,22	0,23
200	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,19	0,19	0,20	0,20	0,20	0,21
250	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,18	0,19	0,19
300	0,17	0,16	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
350	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
400	0,17	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
450	0,17	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15	0,14	0,14	0,14	0,14	0,13
500	0,17	0,16	0,15	0,15	0,14	0,14	0,13	0,13	0,13	0,12	0,12
550	0,17	0,16	0,15	0,14	0,14	0,13	0,13	0,12	0,12	0,11	0,11
600	0,17	0,15	0,15	0,14	0,13	0,12	0,12	0,11	0,11	0,11	0,10

Table F.106. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le critère de référence $0.5B_0$ pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.5B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,17	0,18	0,19	0,21	0,22	0,24	0,26	0,28	0,30	0,32	0,34
0,01	0,17	0,18	0,19	0,20	0,21	0,22	0,23	0,25	0,26	0,28	0,29
0,02	0,17	0,17	0,18	0,19	0,19	0,20	0,21	0,22	0,23	0,24	0,25
0,03	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,19	0,19	0,20	0,20	0,20	0,21
0,04	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
0,05	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15
0,06	0,17	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15	0,14	0,14	0,14	0,13	0,13
0,07	0,17	0,16	0,15	0,15	0,14	0,13	0,13	0,12	0,11	0,11	0,10
0,08	0,17	0,16	0,15	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10	0,09	0,08	0,08
0,09	0,17	0,15	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10	0,08	0,08	0,06	0,05
0,10	0,17	0,15	0,14	0,12	0,11	0,10	0,08	0,07	0,06	0,05	0,04
0,11	0,17	0,15	0,13	0,11	0,10	0,08	0,07	0,05	0,04	0,03	0,02
0,12	0,17	0,15	0,13	0,11	0,09	0,07	0,05	0,04	0,03	0,02	0,01

Table F.107. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le critère de référence $0.7B_0$ pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.7B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,04	0,05	0,06	0,07	0,07	0,08	0,09	0,10	0,11	0,12	0,13
50	0,04	0,05	0,05	0,06	0,07	0,08	0,08	0,09	0,10	0,11	0,11
100	0,04	0,05	0,05	0,06	0,07	0,07	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10
150	0,04	0,04	0,05	0,06	0,06	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,09
200	0,04	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07	0,08	0,08
250	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07
300	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
350	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
400	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05
450	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
500	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03
550	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
600	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02

Table F.108. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le critère de référence $0.7B_0$ pour les projections sur 10 ans et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.7B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
0	0,04	0,05	0,06	0,07	0,07	0,08	0,09	0,10	0,11	0,12	0,13
0,01	0,04	0,04	0,05	0,06	0,06	0,07	0,07	0,08	0,09	0,09	0,10
0,02	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07	0,07
0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
0,05	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
0,06	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
0,07	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,08	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,09	0,04	0,03	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,10	0,04	0,03	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	0
0,11	0,04	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	0	0
0,12	0,04	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	0	0	0

Table F.109. SOÉTN sud : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour certaines années de projection et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,17	0,23	0,35	0,49	0,73	0,94	>0,99	1	1	1	1
50	0,17	0,22	0,31	0,40	0,54	0,75	0,95	>0,99	1	1	1
100	0,17	0,21	0,27	0,34	0,42	0,54	0,74	0,95	>0,99	>0,99	1
150	0,17	0,20	0,24	0,29	0,34	0,40	0,52	0,71	0,87	0,89	0,93
200	0,17	0,19	0,22	0,25	0,28	0,32	0,37	0,48	0,58	0,59	0,64
250	0,17	0,18	0,20	0,21	0,23	0,26	0,28	0,35	0,40	0,40	0,42
300	0,17	0,17	0,18	0,19	0,19	0,21	0,22	0,26	0,29	0,28	0,29
350	0,17	0,16	0,17	0,16	0,16	0,17	0,17	0,20	0,22	0,21	0,21
400	0,17	0,16	0,15	0,14	0,14	0,14	0,14	0,16	0,17	0,16	0,15
450	0,17	0,15	0,14	0,13	0,12	0,12	0,11	0,13	0,13	0,13	0,11
500	0,17	0,15	0,13	0,11	0,10	0,10	0,09	0,10	0,11	0,10	0,08
550	0,17	0,14	0,12	0,10	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,07	0,06
600	0,17	0,13	0,11	0,09	0,08	0,08	0,06	0,07	0,06	0,05	0,04

Table F.110. SOÉTN sud : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour certaines années de projection et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. À titre de référence, le taux de récolte moyen pour les cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,17	0,23	0,35	0,49	0,73	0,94	>0,99	1	1	1	1
0,01	0,17	0,22	0,30	0,41	0,57	0,83	0,99	1	1	1	1
0,02	0,17	0,20	0,26	0,33	0,43	0,64	0,90	>0,99	1	1	1
0,03	0,17	0,19	0,22	0,26	0,32	0,45	0,70	0,98	1	1	>0,99
0,04	0,17	0,18	0,19	0,21	0,23	0,30	0,45	0,87	>0,99	>0,99	>0,99
0,05	0,17	0,17	0,17	0,16	0,16	0,19	0,26	0,66	0,96	0,97	0,99
0,06	0,17	0,16	0,14	0,12	0,11	0,11	0,14	0,43	0,83	0,89	0,95
0,07	0,17	0,14	0,11	0,09	0,07	0,07	0,08	0,25	0,63	0,73	0,89
0,08	0,17	0,13	0,09	0,06	0,04	0,04	0,05	0,14	0,43	0,52	0,78
0,09	0,17	0,12	0,07	0,04	0,03	0,02	0,03	0,07	0,27	0,34	0,64
0,10	0,17	0,11	0,05	0,02	0,01	0,02	0,01	0,04	0,17	0,21	0,50
0,11	0,17	0,10	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,10	0,12	0,37
0,12	0,17	0,09	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,06	0,07	0,26

Table F.111. SOÉTN sud : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 30\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour certaines années de projection et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,04	0,08	0,13	0,19	0,29	0,49	0,89	>0,99	1	1	1
50	0,04	0,07	0,11	0,16	0,22	0,33	0,62	0,97	1	1	1
100	0,04	0,07	0,10	0,13	0,18	0,25	0,40	0,75	0,97	0,99	1
150	0,04	0,06	0,09	0,11	0,14	0,18	0,27	0,48	0,72	0,79	0,90
200	0,04	0,06	0,08	0,10	0,12	0,15	0,19	0,32	0,45	0,48	0,56
250	0,04	0,06	0,07	0,09	0,10	0,12	0,14	0,22	0,30	0,31	0,36
300	0,04	0,05	0,07	0,07	0,08	0,09	0,11	0,16	0,21	0,21	0,23
350	0,04	0,05	0,06	0,06	0,07	0,08	0,08	0,12	0,15	0,15	0,15
400	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,07	0,10	0,11	0,11	0,10
450	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,08	0,09	0,08	0,06
500	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,06	0,06	0,05	0,04
550	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,03
600	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02

Table F.112. SOÉTN sud : tableau de décision concernant les probabilités de satisfaire au critère A2 d'un déclin de $\leq 30\%$ sur 1,5 génération (75 ans) pour certaines années de projection et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**. À titre de référence, le taux de récolte moyen pour les cinq dernières années (2015 à 2019) était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,04	0,08	0,13	0,19	0,29	0,49	0,89	>0,99	1	1	1
0,01	0,04	0,07	0,10	0,14	0,19	0,30	0,64	0,99	1	1	1
0,02	0,04	0,06	0,08	0,10	0,12	0,18	0,36	0,88	>0,99	>0,99	>0,99
0,03	0,04	0,05	0,05	0,06	0,07	0,09	0,16	0,61	0,96	0,98	0,98
0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,04	0,05	0,07	0,32	0,81	0,89	0,94
0,05	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,14	0,56	0,69	0,87
0,06	0,04	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,06	0,33	0,44	0,74
0,07	0,04	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,03	0,17	0,25	0,59
0,08	0,04	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,08	0,13	0,43
0,09	0,04	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,06	0,30
0,10	0,04	<0,01	<0,01	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,03	0,19
0,11	0,04	<0,01	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,12
0,12	0,04	<0,01	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,07

Table F.113. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le critère de référence $0.5B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.5B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,17	0,22	0,32	0,43	0,55	0,70	0,93	0,99	>0,99	1	1
50	0,17	0,21	0,28	0,37	0,44	0,51	0,67	0,79	0,89	0,94	0,97
100	0,17	0,20	0,25	0,30	0,36	0,40	0,47	0,53	0,59	0,66	0,70
150	0,17	0,19	0,22	0,26	0,29	0,31	0,35	0,37	0,39	0,41	0,42
200	0,17	0,18	0,20	0,22	0,24	0,25	0,26	0,27	0,27	0,28	0,28
250	0,17	0,17	0,19	0,20	0,20	0,20	0,20	0,19	0,19	0,19	0,19
300	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,16	0,15	0,14	0,14	0,13
350	0,17	0,16	0,16	0,16	0,15	0,14	0,13	0,12	0,11	0,10	0,10
400	0,17	0,15	0,15	0,14	0,13	0,12	0,10	0,09	0,08	0,08	0,07
450	0,17	0,15	0,14	0,12	0,11	0,10	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05
500	0,17	0,14	0,12	0,11	0,10	0,09	0,07	0,05	0,04	0,04	0,03
550	0,17	0,14	0,11	0,10	0,09	0,07	0,05	0,04	0,03	0,03	0,02
600	0,17	0,13	0,11	0,09	0,08	0,06	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01

Table F.114. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le critère de référence $0.5B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.5B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,17	0,22	0,32	0,43	0,55	0,70	0,93	0,99	>0,99	1	1
0,01	0,17	0,21	0,28	0,36	0,44	0,53	0,71	0,84	0,92	0,96	0,98
0,02	0,17	0,19	0,24	0,29	0,34	0,38	0,47	0,55	0,63	0,69	0,73
0,03	0,17	0,18	0,20	0,23	0,25	0,27	0,29	0,29	0,32	0,35	0,37
0,04	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,18	0,16	0,15	0,15	0,15	0,15
0,05	0,17	0,16	0,15	0,14	0,12	0,10	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06
0,06	0,17	0,15	0,13	0,11	0,08	0,06	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03
0,07	0,17	0,14	0,11	0,07	0,05	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
0,08	0,17	0,13	0,08	0,05	0,03	0,02	0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01
0,09	0,17	0,12	0,06	0,02	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,10	0,17	0,11	0,05	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,11	0,17	0,10	0,03	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,12	0,17	0,09	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.115. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le critère de référence $0.7B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **prise constante**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.7B_0)$. À titre de référence, les prises moyennes pour les cinq dernières années (2015 à 2019) étaient de 291 t.

PC	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,04	0,07	0,12	0,17	0,22	0,29	0,44	0,59	0,76	0,87	0,93
50	0,04	0,07	0,11	0,14	0,18	0,22	0,30	0,36	0,45	0,54	0,61
100	0,04	0,07	0,09	0,12	0,15	0,17	0,21	0,23	0,27	0,30	0,33
150	0,04	0,06	0,08	0,10	0,12	0,13	0,14	0,15	0,17	0,18	0,19
200	0,04	0,06	0,08	0,09	0,10	0,10	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
250	0,04	0,05	0,07	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,08
300	0,04	0,05	0,06	0,07	0,07	0,07	0,06	0,05	0,05	0,05	0,04
350	0,04	0,05	0,05	0,06	0,06	0,05	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03
400	0,04	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02
450	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01
500	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
550	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01
600	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Table F.116. SOÉTN sud : tableau de décision concernant le critère de référence $0.7B_0$ pour certaines années de projection sur 1,5 génération (75 ans) et pour une fourchette de stratégies de **taux de récolte**, de sorte que les valeurs soient $P(B_t > 0.7B_0)$. À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2015 à 2019), le taux de récolte moyen était de 0,033.

TR	2021	2025	2030	2035	2040	2045	2055	2065	2075	2085	2095
0	0,04	0,07	0,12	0,17	0,22	0,29	0,44	0,59	0,76	0,87	0,93
0,01	0,04	0,06	0,09	0,12	0,15	0,18	0,23	0,28	0,35	0,43	0,48
0,02	0,04	0,05	0,07	0,08	0,09	0,09	0,09	0,10	0,12	0,13	0,14
0,03	0,04	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,04	0,04
0,04	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
0,05	0,04	0,03	0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,06	0,04	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,07	0,04	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,08	0,04	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
0,09	0,04	<0,01	<0,01	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0
0,10	0,04	<0,01	0	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0
0,11	0,04	<0,01	0	0	0	0	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0
0,12	0,04	<0,01	0	0	0	0	0	0	<0,01	<0,01	0

F.3.4.4. Délai pour atteindre les cibles

Table F.117. SOÉTN sud : Délai prévu (années) pour que la biomasse projetée B_t dépasse les points de référence et les critères avec une probabilité de 50%, pour une fourchette de stratégies de prise constante. Un délai prévu de 0 signifie que la condition est satisfaite et qu'elle le demeure pendant la projection sur 75 ans; un délai prévu de 75 signifie que la condition ne sera jamais satisfaite au cours de la projection sur 1,5 génération. Une autre condition est que la probabilité de satisfaire à la condition doit augmenter pendant deux années consécutives. Les colonnes correspondent respectivement aux points de référence provisoires du MPO : PRL = $0.4B_{RMD}$, PRS = $0.8B_{RMD}$; aux points de référence de recharge : B_{RMD} , B_{2021} , $0.2B_0$, $0.4B_0$; et aux critères de référence du COSEPAC : $0,5 B_{t-G}$ = déclin de $\leq 50\%$ sur 1,5 génération (G), $0.7B_{t-G}$ = $\leq 30\%$ decline over 1.5G, $0.5B_0$, $0.7B_0$.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	0	0	0	10	15	25	18	39
50	0	0	0	0	0	13	18	30	24	61
100	0	0	0	0	0	18	23	40	40	75
150	0	0	0	0	0	45	32	45	75	75
200	0	0	4	5	0	75	45	67	75	75
250	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
300	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
350	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
400	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
450	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
500	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
550	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
600	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75

Table F.118. SOÉTN sud : Délai prévu (années) pour que la biomasse projetée B_t dépasse les points de référence et les critères avec une probabilité de 50%, pour une fourchette de stratégies de taux de récolte. Voir la légende dans le tableau F.117 for further details

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	0	0	0	10	15	25	18	39
0,01	0	0	0	0	0	12	17	30	23	75
0,02	0	0	0	0	0	16	21	39	38	75
0,03	0	0	0	0	0	24	26	43	75	75
0,04	0	0	0	0	0	75	37	47	75	75
0,05	0	0	0	0	0	75	42	51	75	75
0,06	0	0	0	3	0	75	45	66	75	75
0,07	0	0	75	75	0	75	49	70	75	75
0,08	0	3	75	75	0	75	64	75	75	75
0,09	0	75	75	75	5	75	68	75	75	75
0,10	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,11	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,12	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75

Table F.119. SOÉTN sud : Délai prévu (années) pour que la biomasse projetée B_t dépasse les points de référence et les critères avec une probabilité de 65%, pour une fourchette de stratégies de prise constante. Voir la légende dans le tableau F.117 for further details.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	3	0	0	14	18	27	23	48
50	0	0	4	0	0	20	22	36	33	75
100	0	0	6	0	0	34	29	43	64	75
150	0	0	14	0	0	75	43	50	75	75
200	0	13	75	75	75	75	75	75	75	75
250	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
300	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
350	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
400	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
450	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
500	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
550	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
600	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75

Table F.120. SOÉTN sud : Délai prévu (années) pour que la biomasse projetée B_t dépasse les points de référence et les critères avec une probabilité de 65%, pour une fourchette de stratégies de taux de récolte. Voir la légende dans le tableau F.117 for further details.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	0	3	0	0	14	18	27	23	48
0,01	0	0	4	0	0	18	21	35	31	75
0,02	0	0	4	0	0	24	25	41	57	75
0,03	0	0	5	0	0	46	31	45	75	75
0,04	0	0	7	0	0	75	41	49	75	75
0,05	0	0	11	3	0	75	44	62	75	75
0,06	0	0	75	75	0	75	48	68	75	75
0,07	0	1	75	75	0	75	57	75	75	75
0,08	0	3	75	75	1	75	68	75	75	75
0,09	0	75	75	75	5	75	75	75	75	75
0,10	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,11	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,12	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75

Table F.121. SOÉTN sud : Délai prévu (années) pour que la biomasse projetée B_t dépasse les points de référence et les critères avec une probabilité de 80%, pour une fourchette de stratégies de prise constante. Voir la légende dans le tableau F.117 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	2	6	0	1	18	21	31	28	57
50	0	2	9	0	1	26	26	40	46	75
100	0	4	14	0	1	57	39	45	75	75
150	0	9	75	4	2	75	48	66	75	75
200	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75
250	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
300	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
350	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
400	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
450	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
500	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
550	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
600	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75

Table F.122. SOÉTN sud : Délai prévu (années) pour que la biomasse projetée B_t dépasse les points de référence et les critères avec une probabilité de 80%, pour une fourchette de stratégies de taux de récolte. Voir la légende dans le tableau F.117 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	2	6	0	1	18	21	31	28	57
0,01	0	2	7	0	1	22	24	39	41	75
0,02	0	2	9	0	1	33	29	43	75	75
0,03	0	3	11	0	1	75	39	47	75	75
0,04	0	3	14	3	1	75	43	53	75	75
0,05	0	4	75	75	1	75	47	68	75	75
0,06	0	6	75	75	1	75	51	75	75	75
0,07	0	9	75	75	2	75	67	75	75	75
0,08	0	75	75	75	5	75	75	75	75	75
0,09	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,1	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,11	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,12	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75

Table F.123. SOÉTN sud : Délai prévu (années) pour que la biomasse projetée B_t dépasse les points de référence et les critères avec une probabilité de 95%, pour une fourchette de stratégies de prise constante. Voir la légende dans le Table F.117 pour plus de détails.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	6	11	0	5	24	25	38	37	75
50	0	8	16	0	7	42	34	44	67	75
100	0	16	44	0	12	75	45	51	75	75
150	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75
200	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75
250	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
300	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
350	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
400	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
450	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
500	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
550	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
600	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75

Table F.124. SOÉTN sud : Délai prévu (années) pour que la biomasse projetée dépasse les points de référence et les critères avec une probabilité de 95%, pour une fourchette de stratégies de taux de récolte. Voir la légende dans le tableau F.117 for further details.

	LRP	USR	B_{RMD}	B_{2021}	$0.2B_0$	$0.4B_0$	$0.5B_{t-G}$	$0.7B_{t-G}$	$0.5B_0$	$0.7B_0$
0	0	6	11	0	5	24	25	38	37	75
0,01	0	7	12	0	5	32	29	43	61	75
0,02	0	7	15	1	6	59	39	46	75	75
0,03	0	9	20	75	7	75	43	52	75	75
0,04	0	11	59	75	8	75	47	69	75	75
0,05	0	16	75	75	10	75	53	75	75	75
0,06	0	75	75	75	75	75	68	75	75	75
0,07	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,08	0	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,09	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,10	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,11	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75
0,12	1	75	75	75	75	75	75	75	75	75

F.3.5. SOÉTN sud – analyses de sensibilité

On a exécuté six analyses de sensibilité (avec les simulations complètes de la méthode de MCCM) par rapport à l'exécution centrale (exécution 11 : $M=0,045$, CPUE $c_p=0,2529$) afin de tester la sensibilité des résultats aux hypothèses du modèle de rechange :

- **S01** (Exé20) – réduction des prises commerciales de 1965 à 1995 de 33% (label: "réduire les prises");
- **S02** (Exé21) – augmentation des prises commerciales de 1965 à 1995 de 50% (label: "augmenter les prises");
- **S03** (Exé22) – utiliser une erreur de détermination de l'âge importante ($EV \pm 5$ âges), une valeur fixe de $M=0,035$ et fixer CPUE $c_p=0,2529$ (label: "EV5 M35 CV25");
- **S04** (Exé23) – utiliser une erreur de détermination de l'âge importante, une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,2529$ (label: "EV5 M45 CV25");
- **S05** (Exé24) – utiliser une erreur de détermination de l'âge importante, une valeur fixe de $M=0,055$ et fixer CPUE $c_p=0,2529$ (label: "EV5 M55 CV25");
- **S06** (Exé25) – supprimer le relevé triennal du NMFS (label: "retirer NMFS").

Toutes les analyses de sensibilité, sauf une, ont été repondérées à deux reprises à l'aide de la procédure de Francis (2011) pour les fréquences selon l'âge; l'analyse S04 (E23) a été repondérée une fois, car la deuxième pondération n'a pas fourni d'ajustements de paramètres crédibles. On a ajusté les CV de l'indice de l'abondance uniquement pour la première repondération, en utilisant ceux qui avaient été adoptés dans l'exécution centrale (relevé=0,25, CPUE=0,2529). Le « meilleur ajustement » du mode de la distribution a posteriori a servi de point de départ à une recherche bayésienne dans les distributions a posteriori conjointes des paramètres en utilisant la procédure de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM). On a jugé que toutes les analyses de sensibilité avaient convergé après 6 million itérations, avec un échantillonnage toutes les 5 000th pour donner 1 200 tirages. On a rejeté les 200 premiers échantillons et utilisé les 1 000 échantillons restants pour l'analyse de MCCM.

Les différences entre les analyses de sensibilité (y compris l'exécution centrale) sont résumées dans les tableaux des estimations de la médiane des paramètres (tableau F.125) et des valeurs médianes fondées sur le RMD (tableau F.126). Les représentations de la sensibilité sont présentées sur les figures suivantes :

- Figure F.74 – Représentation des traces pour les chaînes de R_0 échantillons selon la méthode de MCCM;
- Figure F.75 – Graphiques des diagnostics concernant les chaînes fractionnées pour R_0 échantillons selon la méthode de MCCM;
- Figure F.76 – Graphiques des diagnostics concernant l'autocorrélation pour R_0 échantillons selon la méthode de MCCM;
- Figure F.77 – Trajectoires de la médiane de B_t/B_0 ;
- Figure F.78 – Trajectoires de la médiane du recrutement R_t (poissons d'un an);
- Figure F.79 – Trajectoires du taux de récolte médian u_t ;
- Figure F.80 – Diagrammes de quantiles de certains paramètres pour les analyses de sensibilité;
- Figure F.81 – Diagrammes de quantiles de certaines valeurs calculées pour les analyses de sensibilité;
- Figure F.82 – Représentations de l'état du stock pour B_{2021}/B_{RMD} .

Les graphiques des diagnostics (Figures F.74 à F.76) indiquent que selon la méthode de MCCM, quatre analyses de sensibilité affichaient un bon comportement et deux, un comportement médiocre, mais provisoirement acceptable :

- Bon – Aucune tendance liée aux traces, alignement des chaînes fractionnées, aucune autocorrélation
 - S01 (-33% prises commerciales de 1965 à 1995)
 - S03 (erreur de détermination de l'âge importante, $M=0,035$, CPUE $c_p=0,2529$)
 - S05 (erreur de détermination de l'âge importante, $M=0,055$, CPUE $c_p=0,2529$)
 - S06 (supprimer le relevé triennal du NMFS)
- Marginal – Tendances liées aux traces interrompues de façon temporaire, chaînes fractionnées quelque peu défaites, un peu d'autocorrélation
 - S02 (+50% prises commerciales de 1965 à 1995)
 - S04 (erreur de détermination de l'âge importante, $M=0,045$, CPUE $c_p=0,2529$)

Les trajectoires des valeurs médianes de B_t par rapport à B_0 (la Figure F.77) indiquent que l'utilisation d'une matrice de l'erreur de détermination de l'âge importante (S04) a produit le scénario le plus optimiste, tandis que l'exécution la plus pessimiste était celle avec la plus faible valeur de M (S03). Toutes les analyses de sensibilité qui avaient adopté la même valeur de M (0,045) que l'exécution centrale avaient tendance à refléter fidèlement l'exécution centrale. Comme dans le cas du SOÉTN nord, les deux analyses de sensibilité des prises (S01, S02) se sont quelque peu écartées de l'exécution centrale, mais ont abouti à un épuisement similaire du stock reproducteur (B_{2021}/B_0). Le retrait du relevé triennal du NMFS (S06) a eu peu d'incidence, probablement parce qu'il ne fournissait que trois points d'indice et que la sélectivité avait été fixée. La conclusion générale est que le résultat du modèle, compte tenu de cet ensemble limité de sensibilités, est le plus sensible à M et a affiché une sensibilité moindre à la largeur de la matrice de l'erreur de détermination de l'âge.

Les estimations des paramètres variaient peu entre les analyses de sensibilité (Figure F.80), à l'exception de S03 ($M=0,035$). Les quantités déterminées à partir du RMD (Figure F.81) affichaient des valeurs raisonnables de u_{RMD} ($<0,10/\text{an}$) pour une espèce longévive (tableau F.126).

L'état du stock (B_{2021}/B_{RMD}) pour les sensibilités (Figure F.82) est nettement sensible à M . Toutes les sensibilités pour lesquelles $M=0,045$ se trouvent dans la zone saine, mais celle pour laquelle $M=0,035$ se trouve dans la zone de prudence.

Table F.125. SOÉTN sud : valeurs médianes des échantillons selon la méthode de MCCM pour les paramètres primaires estimés, en comparant l'exécution centrale à six analyses de sensibilité (1 000 échantillons chacune). C =Centrale, R = Exécution, S = Sensibilité. Les indices numériques autres que ceux de R_0 et M indiquent les types d'engins suivants g : 1 = relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, 2 = relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, 3 = relevé triennal du NMFS, 4 = CPUE de la pêche commerciale/pêche « chalut » et 5 = pêche « autre ». Analyses de sensibilité : S01 = réduire les prises, S02 = augmenter les prises, S03 = EV5 M35 CV25, S04 = EV5 M45 CV25, S05 = EV5 M55 CV25, S06 = retirer le NMFS

	C(E11)	S01(E20)	S02(E21)	S03(E22)	S04(E23)	S05(E24)	S06(E25)
R_0	685	609	865	387	764	1 073	692
q_1	0,0775	0,0785	0,0649	0,134	0,0643	0,0677	0,0810
q_2	0,0338	0,0353	0,0285	0,200	0,0284	0,0464	0,0411
q_3	0,0512	0,0503	0,0463	0,101	0,0397	0,0532	—
q_4	0,000154	0,000153	0,000130	0,000337	0,000133	0,000165	0,000179
μ_4	25,6	24,4	23,2	27,0	27,6	26,5	26,7
μ_5	55,4	55,7	55,5	57,5	55,7	54,1	54,4
Δ_4	1,56	1,50	1,63	1,36	0,912	1,06	1,26
Δ_5	0,632	0,618	0,658	0,700	0,679	0,670	0,683
$\log v_{4L}$	4,44	4,23	3,98	4,38	4,70	4,35	4,51
$\log v_{5L}$	6,93	6,48	6,55	6,65	6,49	6,64	6,45

Table F.126. SOÉTN sud : Médianes des quantités calculées selon la méthode de MCCM à partir de l'analyse centrale et de six analyses de sensibilité (1 000 échantillons chacune) à partir de leur valeur a posteriori respective selon la méthode de MCCM. Définitions : B_0 – biomasse féconde à l'équilibre non exploitée (femelles matures), V_0 – biomasse vulnérable à l'équilibre non exploitée (mâles et femelles), B_{2021} – biomasse féconde au début de 2021, V_{2021} – biomasse vulnérable au milieu de 2021, u_{2020} – taux de récolte (rapport entre les prises totales et la biomasse vulnérable) au milieu de 2020, u_{max} – taux de récolte maximal (calculé pour chaque échantillon comme taux de récolte maximal de 1935 à 2020), B_{RMD} – biomasse féconde à l'équilibre au rendement maximal durable (RMD), u_{RMD} – taux de récolte à l'équilibre au RMD, V_{RMD} – biomasse vulnérable à l'équilibre au RMD. Les valeurs de la biomasse (et du rendement maximal durable) sont exprimées en tonnes. Analyses de sensibilité : S01 = réduire les prises, S02 = augmenter les prises, S03 = EV5 M35 CV25, S04 = EV5 M45 CV25, S05 = EV5 M55 CV25, S06 = retirer le NMFS

	C(E11)	S01(E20)	S02(E21)	S03(E22)	S04(E23)	S05(E24)	S06(E25)
B_0	6 156	5 470	7 770	5 633	6 866	6 309	6 217
V_0 (Trawl)	13 476	12 143	17 437	11 660	14 880	13 755	13 416
V_0 (Other)	9 937	7 334	10 845	8 181	9 391	9 265	8 591
B_{2021}	2 088	1 997	2 737	944	2 708	2 476	2 064
V_{2021} (Trawl)	4 662	4 578	6 185	1 982	5 836	5 208	4 560
V_{2021} (Other)	3 273	2 239	3 260	925	3 125	3 200	2 243
B_{2021}/B_0	0,338	0,367	0,351	0,167	0,398	0,393	0,332
V_{2021}/V_0 (Trawl)	0,346	0,374	0,352	0,171	0,393	0,381	0,342
V_{2021}/V_0 (Other)	0,327	0,306	0,302	0,113	0,333	0,347	0,263
u_{2020} (Trawl)	0,0613	0,0626	0,0475	0,141	0,0500	0,0568	0,0644
u_{2020} (Other)	0,0280	0,0404	0,0284	0,0953	0,0295	0,0291	0,0409
u_{max} (Trawl)	0,0615	0,0626	0,0506	0,141	0,0504	0,0591	0,0654
u_{max} (Other)	0,0416	0,0512	0,0682	0,118	0,0437	0,0452	0,0573
RMD	227	205	291	165	258	296	234
B_{RMD}	1 637	1 440	2 046	1 500	1 819	1 649	1 639
0,4 B_{2021}	655	576	819	600	728	660	656
0,8 B_{2021}	1 309	1 152	1 637	1 200	1 455	1 320	1 312
B_{2021}/B_{RMD}	1,27	1,40	1,33	0,624	1,50	1,51	1,26
B_{RMD}/B_0	0,266	0,264	0,263	0,266	0,265	0,261	0,264
V_{RMD}	3 616	2 859	4 251	2 770	3 491	3 301	3 126
V_{RMD}/V_0 (Trawl)	0,270	0,235	0,245	0,239	0,236	0,241	0,235
V_{RMD}/V_0 (Other)	0,367	0,391	0,394	0,336	0,372	0,359	0,364
u_{RMD}	0,0620	0,0720	0,0680	0,0600	0,0740	0,0900	0,0740
u_{2020}/u_{RMD} (Trawl)	0,978	0,862	0,697	2,35	0,669	0,631	0,839
u_{2020}/u_{RMD} (Other)	0,447	0,564	0,416	1,60	0,394	0,328	0,548

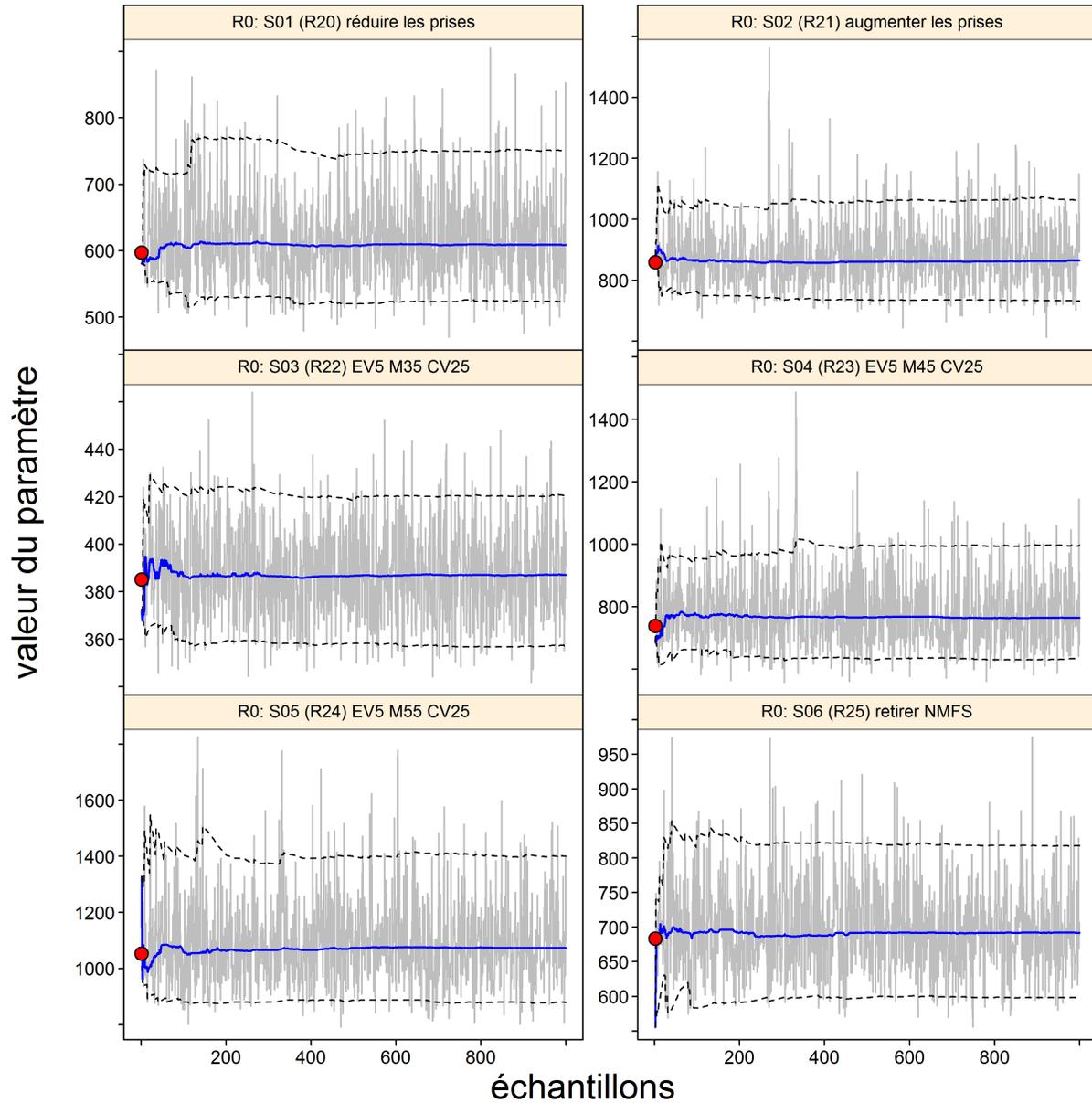


Figure F.74. SOÉTN sud sensitivity R_0 : traces de la méthode de MCMC pour les paramètres estimés. Les lignes grises représentent les 1 000 échantillons pour chaque paramètre, les lignes pleines bleues montrent la médiane cumulative (jusqu'à l'échantillon en question) et les lignes tiretées montrent les quantiles cumulatifs 0,05 et 0,95. Les cercles rouges représentent les estimations du mode de la distribution a posteriori.

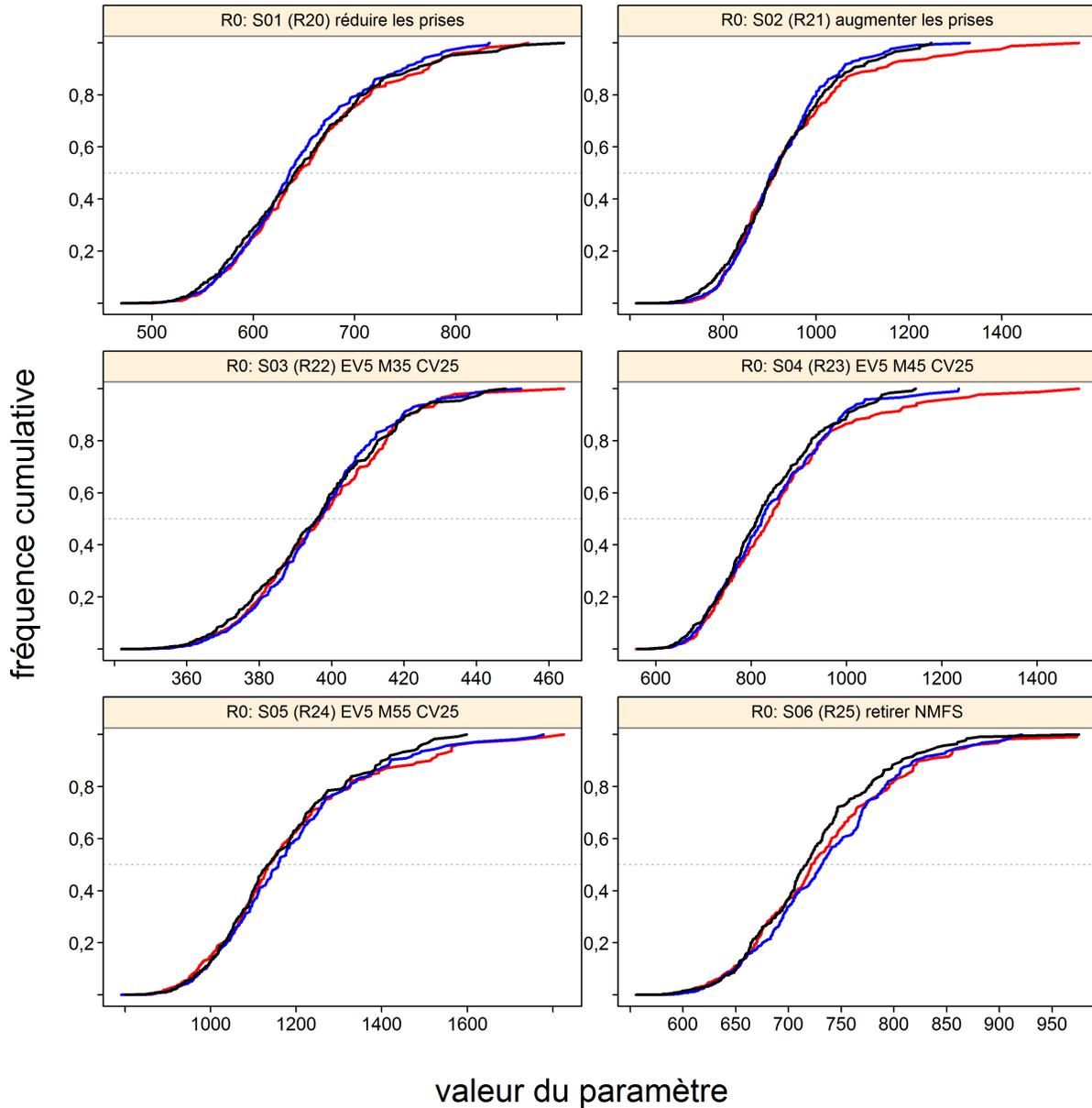


Figure F.75. SOÉTN sud sensitivity R_0 : graphique de diagnostics obtenu en divisant la chaîne de MCCM de 1 000 échantillons en trois segments et en superposant les distributions cumulatives du premier segment (en rouge), du deuxième segment (en bleu) et du troisième segment (en noir).

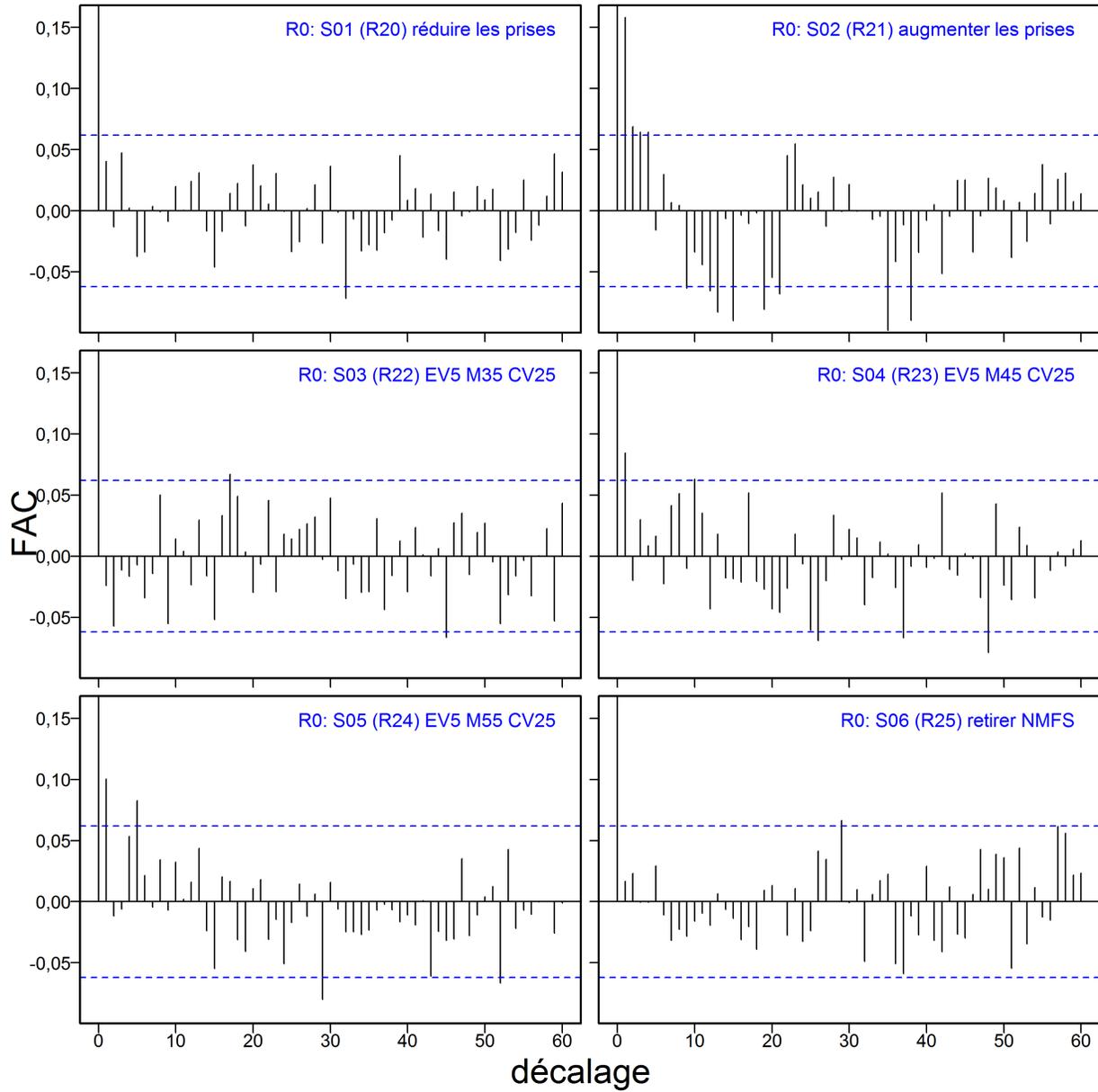


Figure F.76. SOÉTN sud sensitivity R_0 : graphiques d'autocorrélation pour les paramètres estimés provenant des résultats de la méthode de MCCM. Les lignes horizontales, tiretées et bleues délimitent l'intervalle de confiance à 95% pour l'ensemble de corrélations décalées associé à chaque paramètre.

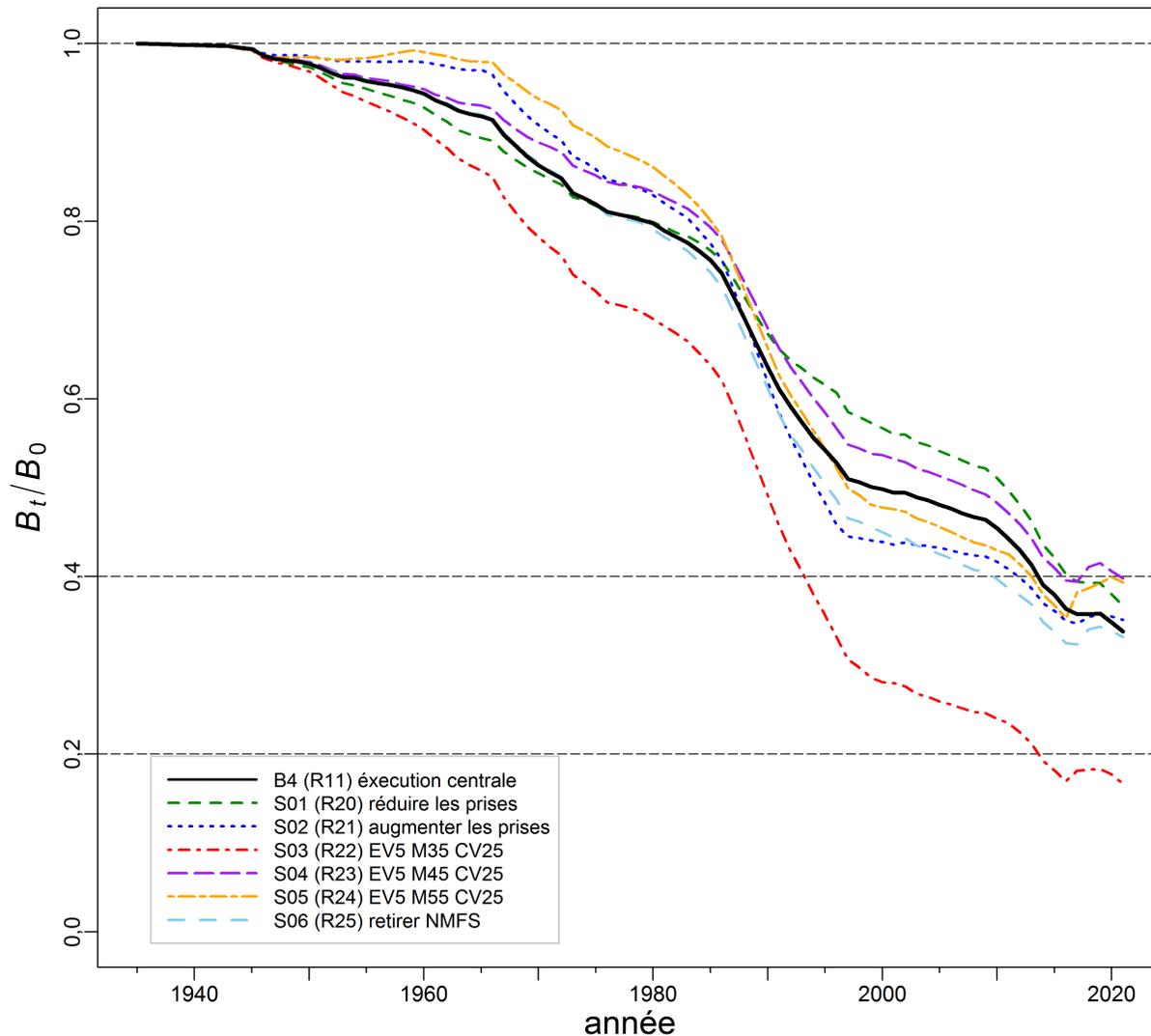


Figure F.77. SOÉTN sud sensibilité : trajectoires modélisées de la biomasse féconde médiane représentée comme une proportion de la biomasse en situation d'équilibre à un taux de récolte nul (B_t/B_0) pour l'exécution centrale du scénario de référence composite et six analyses de sensibilité (voir la légende dans l'angle inférieur gauche). Les lignes horizontales tiretées montrent les points de référence de recharge utilisés par d'autres pays : $0,2B_0$ (\sim DFO's USR), $0,4B_0$ (souvent un niveau cible supérieur à B_{RMD}), et B_0 (biomasse féconde en situation d'équilibre).

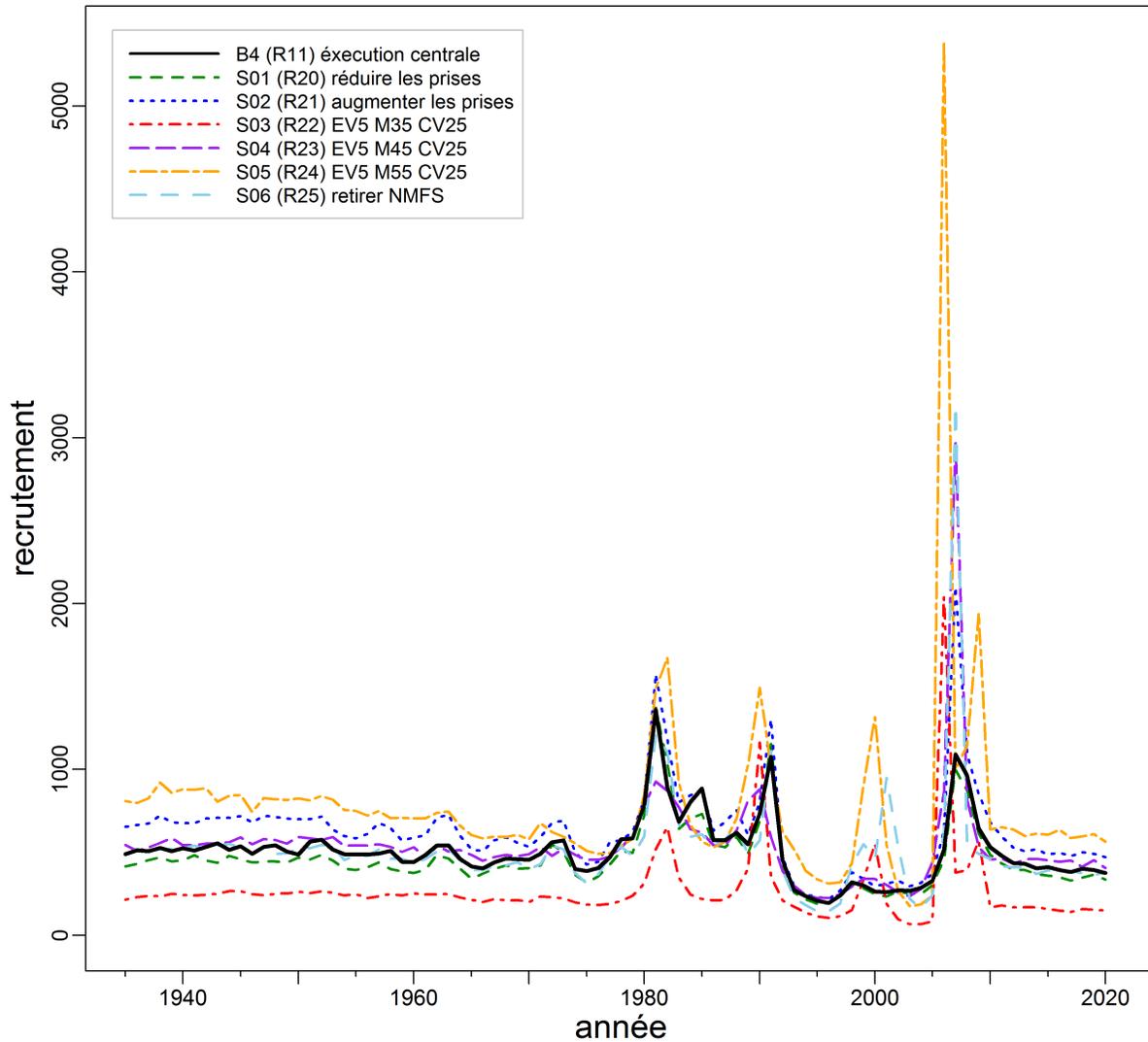


Figure F.78. SOÉTN sud sensibilité : trajectoires modélisées du recrutement médian de poissons d'un an (R_t , en milliers d'individus) pour l'exécution centrale du scénario de référence composite et les six analyses de sensibilité (voir la légende dans l'angle supérieur droit).

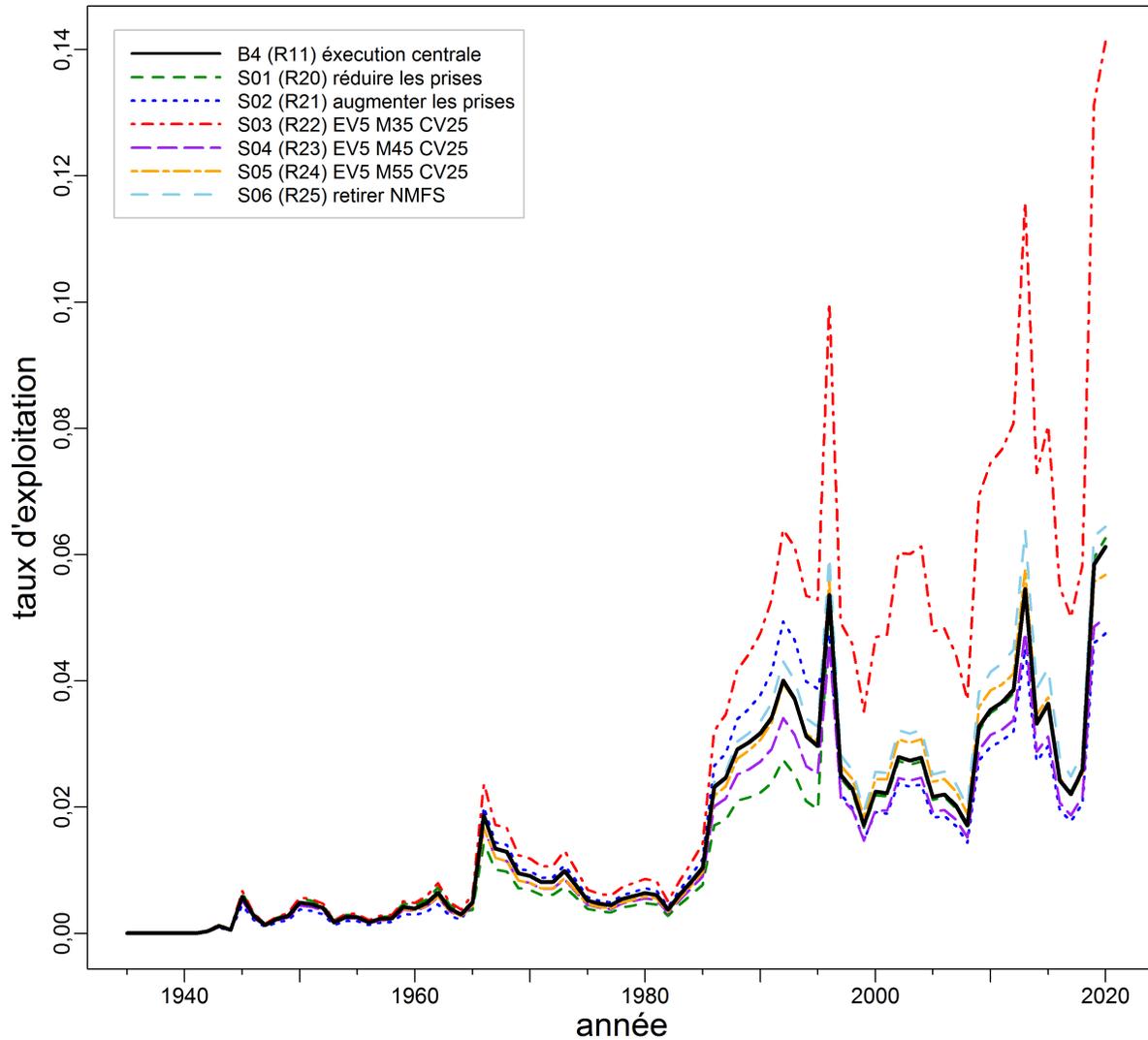


Figure F.79. SOÉTN sud sensibilité : trajectoires modélisées du taux de récolte médian de la biomasse vulnérable (u_t) pour l'exécution centrale du scénario de référence composite et les six analyses de sensibilité (voir la légende dans l'angle supérieur gauche).

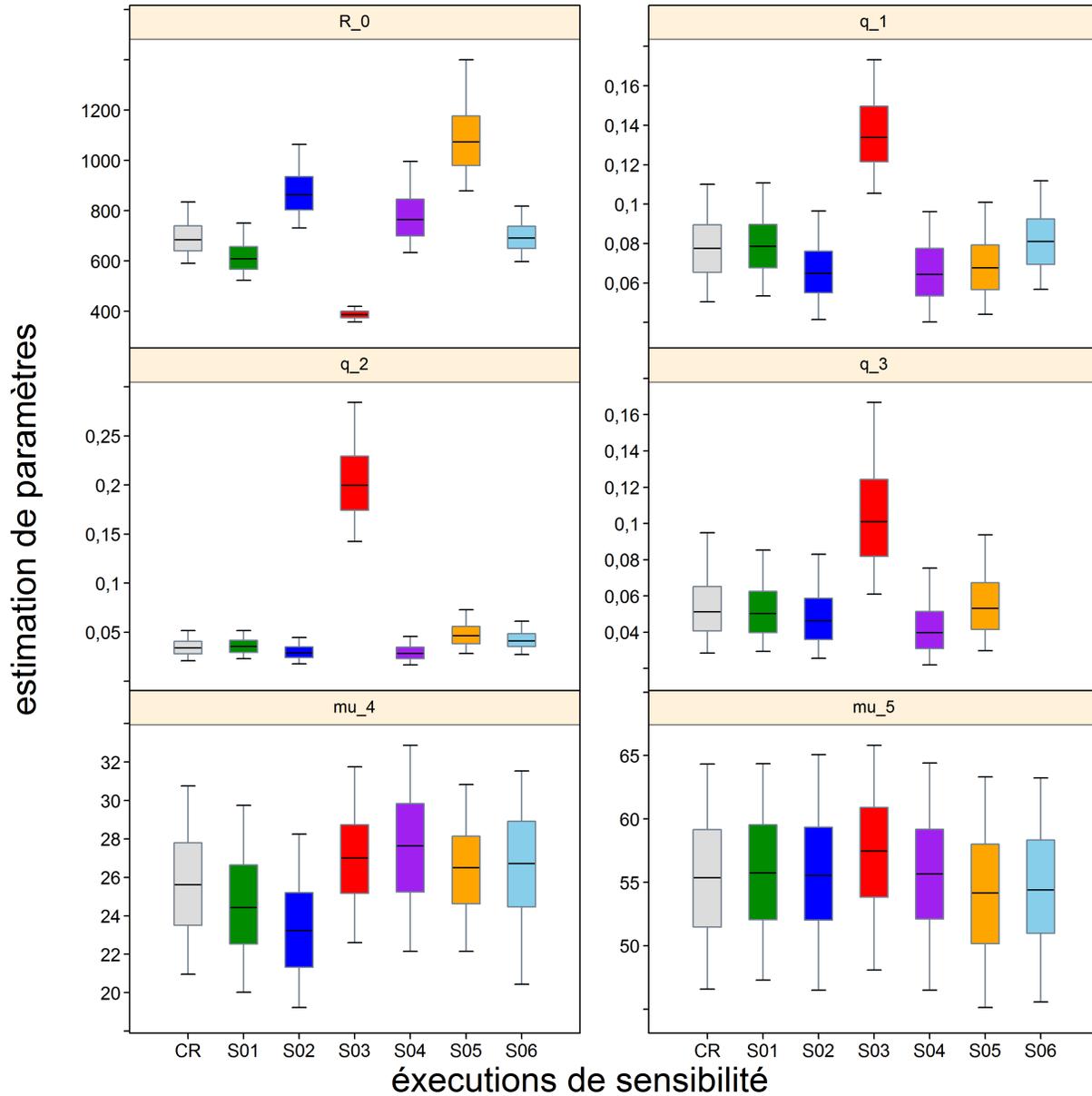


Figure F.80. SOÉTN sud sensibilité : diagrammes de quartiles des estimations de certains paramètres (R_0 , q_g , μ_g) comparant l'exécution centrale à six analyses de sensibilité. Indices : $g=1$ correspond au relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, $g=2$ correspond au relevé synoptique au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, $g=3$ correspond au relevé triennal du NMFS, $g=4$ correspond à la pêche commerciale « chalut » et $g=5$ correspond à la pêche commerciale « autre ». Voir le texte sur les numéros des analyses de sensibilité. Les diagrammes en boîtes délimitent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95; les valeurs aberrantes sont exclues.

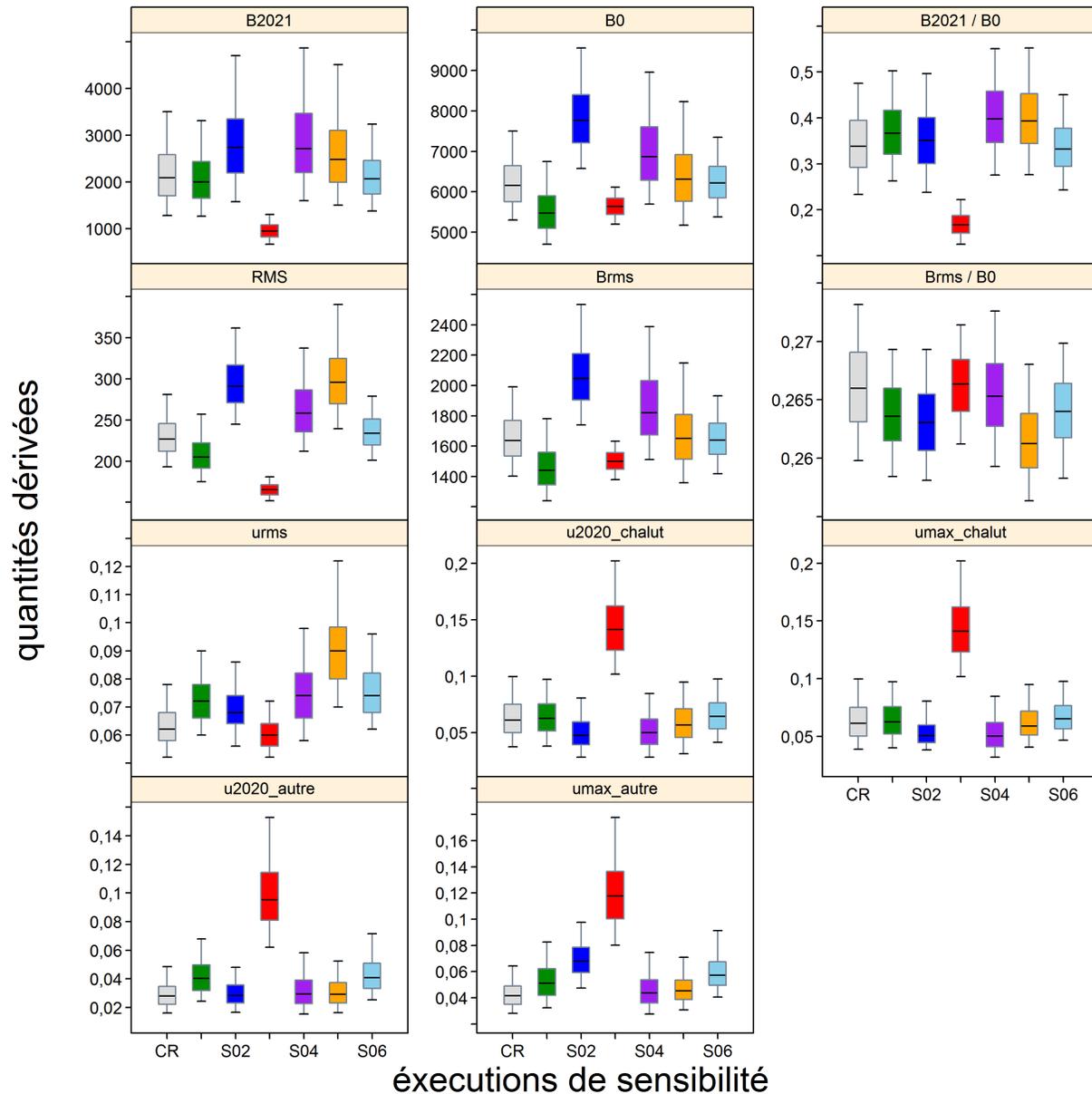


Figure F.81. SOÉTN sud sensibilité : diagrammes de quartiles des estimations de certains paramètres (B_{2021} , B_0 , B_{2021}/B_0 , MSY , B_{RMD} , B_{RMD}/B_0 , u_{2020} , u_{RMD} , u_{max}) comparant l'exécution centrale à six analyses de sensibilité. Voir le texte sur les numéros des analyses de sensibilité. Les diagrammes en boîtes délimitent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95; les valeurs aberrantes sont exclues.

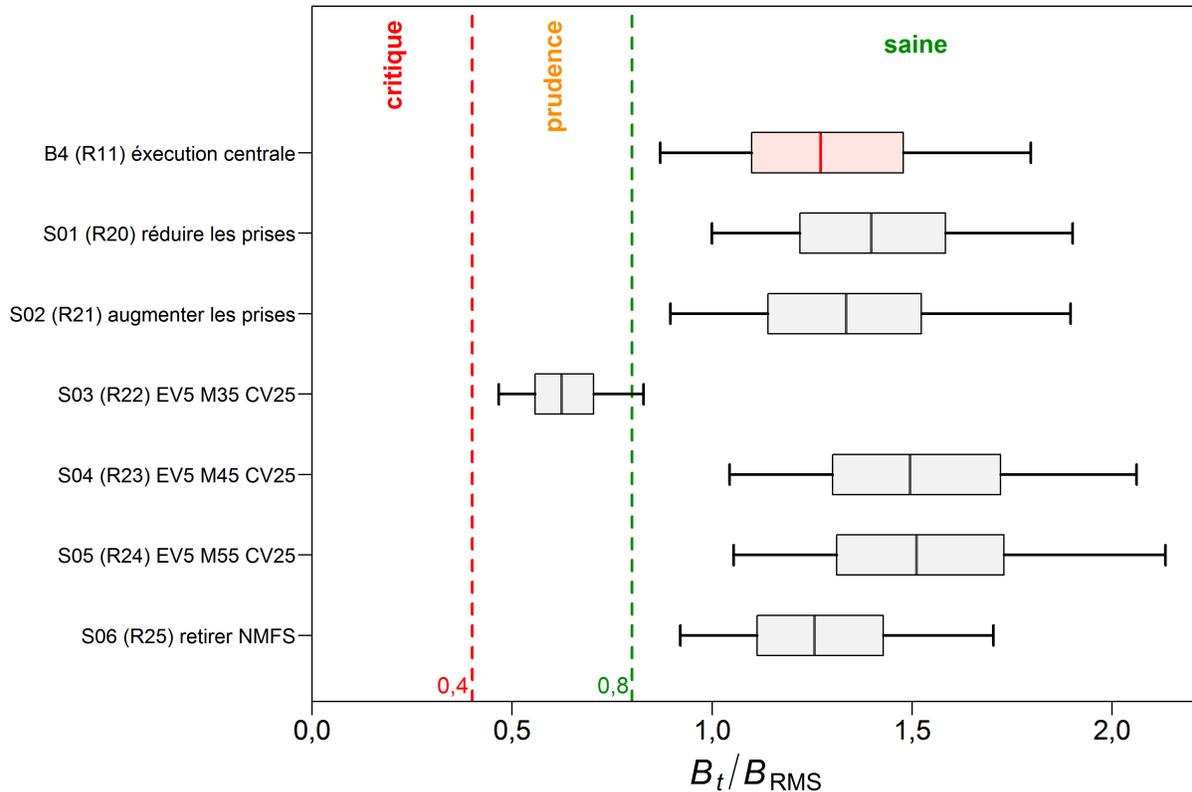


Figure F.82. SOÉTN sud sensibilité : état du stock au début de 2021 par rapport aux points de référence provisoires du MPO selon l'approche de précaution, de $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$ pour l'exécution centrale du scénario de référence composite (Exécution11) et six analyses de sensibilité : S01 (E20) = réduction des prises commerciales de 1965 à 1995 de 33%; S02 (E21) = augmentation des prises commerciales de 1965 à 1995 de 50%; S03 (E22) = utiliser une erreur de détermination de l'âge importante (EV ± 5 ages), une valeur fixe de $M=0,035$ et fixer CPUE $c_p=0,2529$; S04 (E23) = utiliser une matrice EV importante, une valeur fixe de $M=0,045$ et fixer CPUE $c_p=0,2529$; S05 (E24) = utiliser une matrice EV importante, une valeur fixe de $M=0,055$ et fixer CPUE $c_p=0,2529$; S06 (E25) = retirer le relevé triennal du NMFS. Les diagrammes en boîtes montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCCM.

F.4. RÉFÉRENCES – RÉSULTATS DU MODÈLE

- Forrest, R.E., Holt, K.R. et Kronlund, A.R. 2018. [Performance of alternative harvest control rules for two Pacific groundfish stocks with uncertain natural mortality: bias, robustness and trade-offs.](#) Fish. Res. 206. 259–286.
- Francis, R.I.C.C. 2011. [Data weighting in statistical fisheries stock assessment models.](#) J. can. sci. halieut. aquat. 68(6). 1124–1138.
- N.Z. Min. Fish. 2011. [Operational Guidelines for New Zealand's Harvest Strategy Standard.](#) Ministry of Fisheries, New Zealand.
- Starr, P.J. et Haigh, R. 2022. Évaluation du stock de bocaccio (*Sebastes paucispinis*) de la Colombie-Britannique en 2019 et lignes directrices relatives à l'élaboration de plans de rétablissement. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. *Dans la presse.*

ANNEXE G. RENSEIGNEMENTS SUR L'ÉCOSYSTÈME

La présente annexe décrit les renseignements sur l'écosystème pertinents pour le sébaste à œil épineux/à taches noires (complexe) présent le long de la côte de la Colombie-Britannique. Les données sur les prises commerciales pour le complexe comprennent le sébaste à œil épineux et le sébaste à taches noires (RER et BSR), mais les deux sont identifiés à l'aide du code « 394 » dans la base de données GFBioSQL (ils apparaissent donc tous comme des sébastes à œil épineux). Les administrateurs de la base de données ont modifié les tableaux de description des codes de sorte que « 394 » fait maintenant référence au complexe; cependant, **l'apparition de « RER » ou « sébaste à œil épineux » dans les chiffres devrait être interprétée comme signifiant « complexe »**. Comme dans le document principal, les deux stocks sont le « complexe du nord », composé des individus du complexe des zones 5DE de la CPMP, et le « complexe du sud », qui comprend les individus du complexe présents dans les zones 3CD5AB de la CPMP. Ces renseignements ne sont pas utilisés à des fins d'évaluation du stock, mais ils comprennent des données qui pourraient être utiles à d'autres agences et permettent l'interprétation de données spatiales et biologiques sur le complexe.

G.1. RÉPARTITION SPATIALE

Les données utilisées pour les analyses spatiales sur le complexe ont été extraites des bases de données SQL « PacHarvest » et « GFFOS » du MPO le 14 février 2020. Certaines des analyses ci-dessous visent à faciliter la communication des résultats au [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada \(COSEPAC\)](#), quel que soit le statut de l'espèce évaluée.

Le complexe est omniprésent le long de la côte de la Colombie-Britannique, le sébaste à taches noires étant plus typique du nord et le sébaste à œil épineux prédominant dans le sud (Creamer 2016). De façon générale, on a calculé que sa zone d'occurrence couvre 120 255 km² (sur l'eau, à l'exclusion des données sur les monts sous-marins), en utilisant les activités de pêche historiques (1982 à 2020) pour déterminer une enveloppe convexe en forme de coque (figure G.1). Parmi les traits de chalut de fond contenant des individus du complexe, 99 % ont été réalisés à des profondeurs initiales de 137 et 845 m (figure G.2). Par stock, ces limites sont semblables – complexe du nord : 131 à 834 m (figure G.3), complexe du sud : 139 à 860 m (figure G.4). Si on utilise la plage de profondeurs du chalutage de fond comme un indicateur de l'habitat benthique convenable pour le complexe, on obtient une meilleure estimation de la zone d'occurrence, correspondant à 70 075 km² dans la zone économique exclusive de la Colombie-Britannique (figure G.5). Pour estimer la zone d'occupation, on a indiqué l'emplacement des prises d'individus du complexe dans une grille composée de cellules de 4 km² (2 km × 2 km) et on a additionné la superficie des cellules occupées par le complexe. On a ainsi estimé que la superficie de la zone d'occupation était de 23 784 km² le long de la côte britanno-colombienne, sur 24 ans (figure G.6). Une autre représentation des prises du complexe est résumée, par pêche, dans les lieux de pêche du MPO : chalut (figure G.7), flétan (Figure G.8), morue charbonnière (figure G.9), aiguillat commun et morue-lingue (figure G.10), et pêche à la ligne du sébaste (figure G.11).

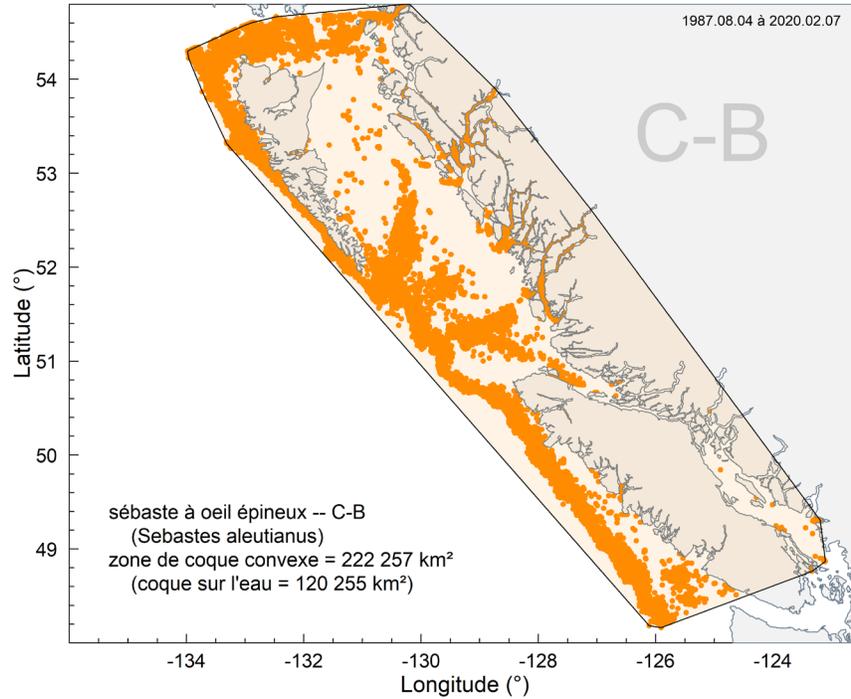


Figure G.1. Complexe – Zone d'occurrence sous forme d'une enveloppe convexe entourant les activités de pêche dans le cadre desquelles on a capturé des individus du complexe sur la côte britanno-colombienne; la zone ombragée dans l'enveloppe sur l'eau couvre 120 255 km².

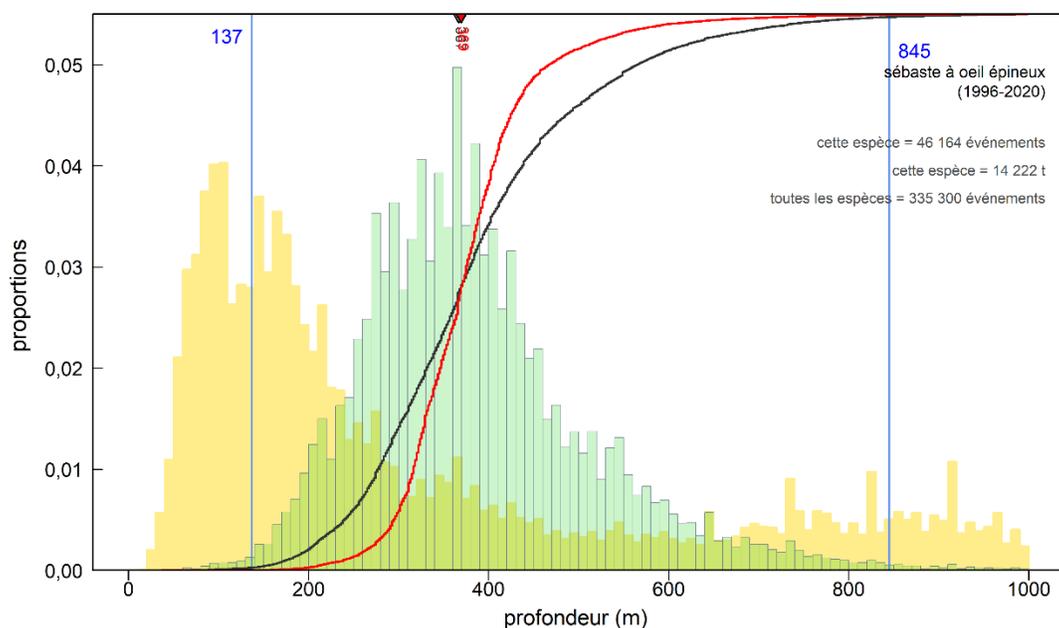


Figure G.2. Complexe – Fréquence de la profondeur des traits de chalut de fond (histogramme vert) qui contenaient des individus du complexe, d'après les journaux de bord des navires de pêche commerciale (1996 à 2020 dans les bases de données PacHarvest et GFFOS) dans les zones 3CD5ABCDE de la CPMP. Les lignes pleines verticales indiquent les quantiles 0,005 et 0,995. La courbe noire montre la fréquence cumulative des traits qui contiennent des individus du complexe et la courbe rouge représente les prises cumulatives de ces poissons selon la profondeur (échelonnées de 0 à 1). Les profondeurs médianes des prises d'individus du complexe (triangle gris inversé) et des prises cumulées (triangle rouge inversé) sont indiquées le long de l'axe supérieur. L'histogramme jaune en arrière-plan fait état de l'effort relatif de la pêche au chalut pour toutes les espèces présentes dans les eaux extracôtières, jusqu'à une profondeur de 1 000 m.

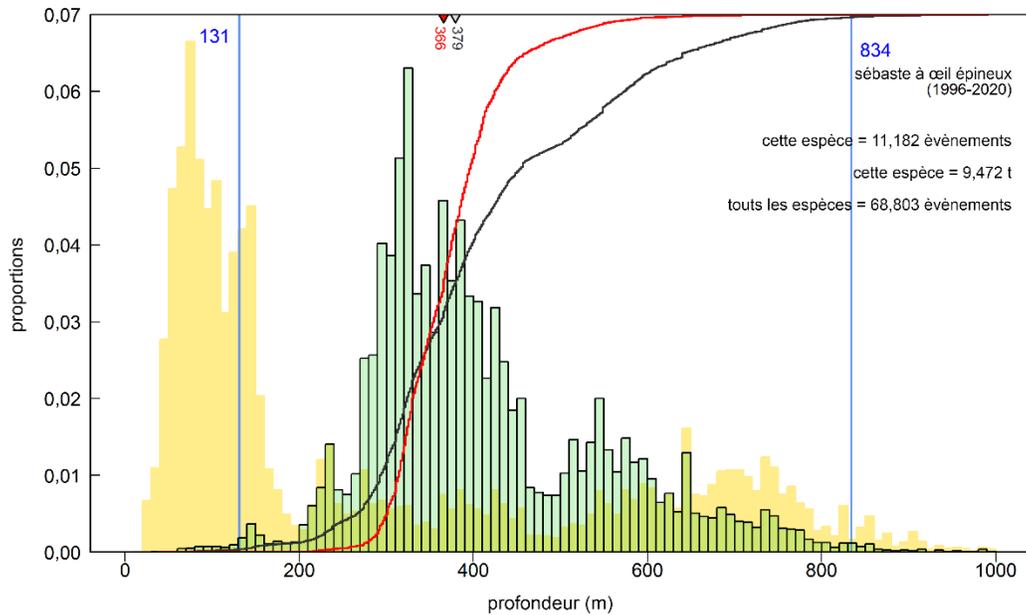


Figure G.3. Complexe du nord – Fréquence de la profondeur des traits de chalut de fond (histogramme vert) qui contenaient des individus du complexe, d’après les journaux de bord des navires de pêche commerciale (1996 à 2020 dans les bases de données PacHarvest et GFFOS) dans les zones 5DE de la CPMP. Voir la légende de la figure G.1 pour obtenir de plus amples renseignements.

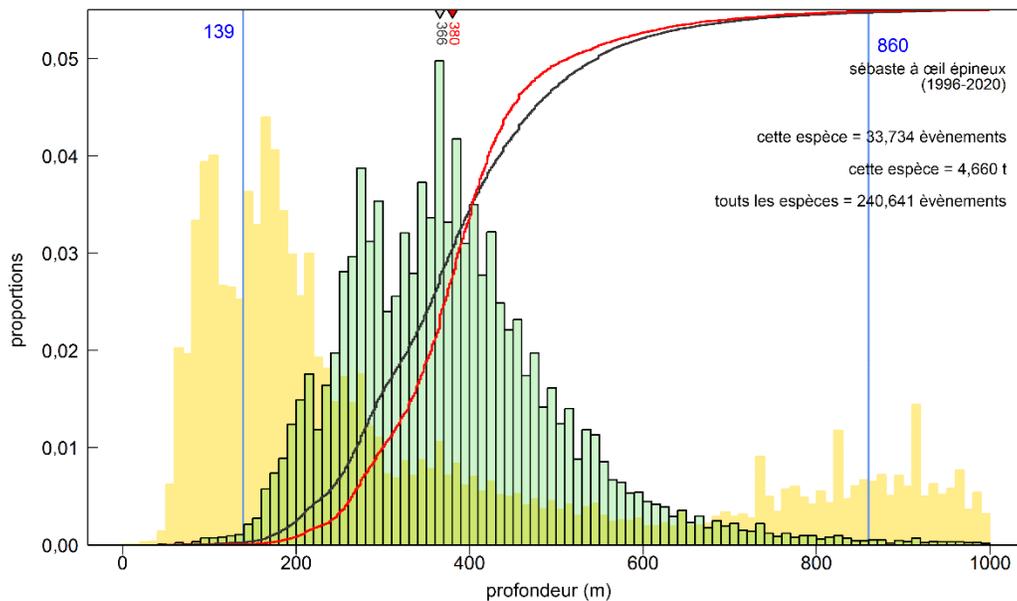


Figure G.4. Complexe du sud – Fréquence de la profondeur des traits de chalut de fond (histogramme vert) qui contenaient des individus du complexe, d’après les journaux de bord des navires de pêche commerciale (1996 à 2020 dans les bases de données PacHarvest et GFFOS) dans les zones 3CD5AB de la CPMP. Voir la légende de la figure G.1 pour obtenir de plus amples renseignements.

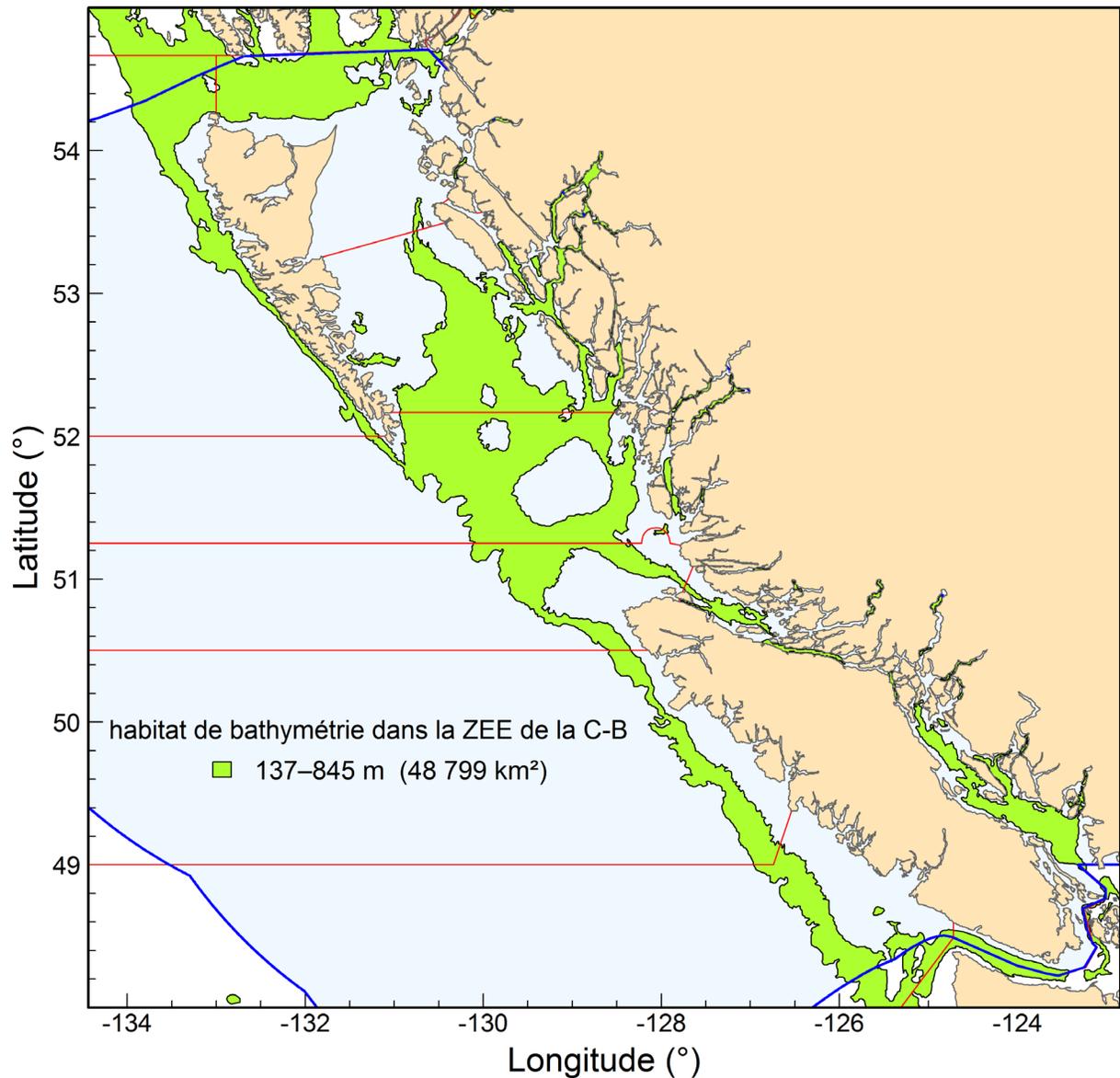


Figure G.5. Complexe – La zone en surbrillance verte correspondant aux données bathymétriques entre 137 et 845 m d'indicateur de l'habitat benthique sur la côte de la Colombie-Britannique. La portion de cette zone qui se situe dans la zone économique exclusive du Canada (délimitée par des lignes bleues) couvre 48 799 km². Les limites en rouge délimitent les zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP).

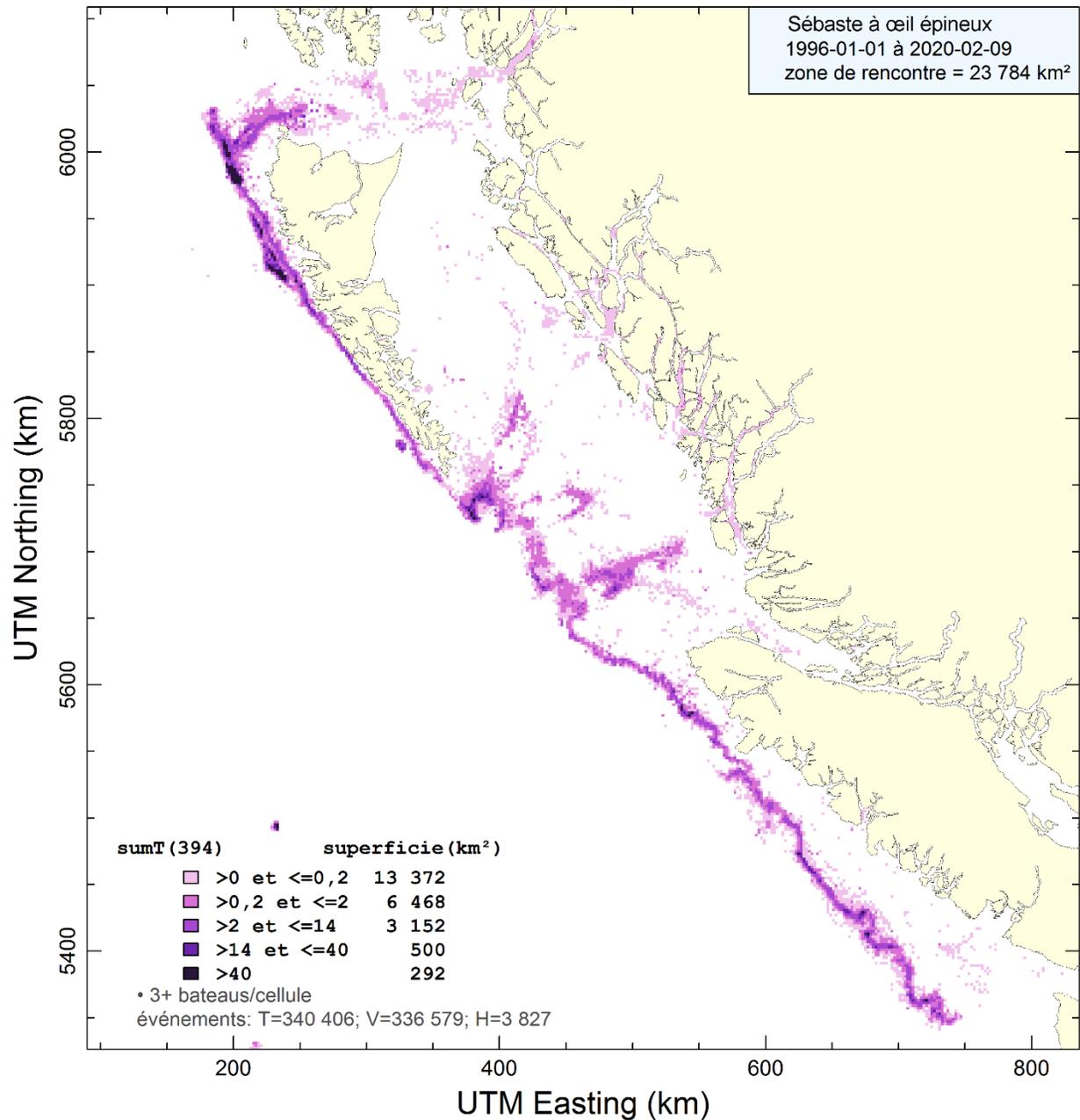


Figure G.6. Complexe – Zone d’occupation déterminée par les prises d’individus du complexe au chalut dans des cellules de grille de 2 km × 2 km. Les cellules comptant moins de trois bâtiments de pêche sont exclues. La superficie de la zone d’occupation est estimée à 23 784 km² le long de la côte de la Colombie-Britannique.

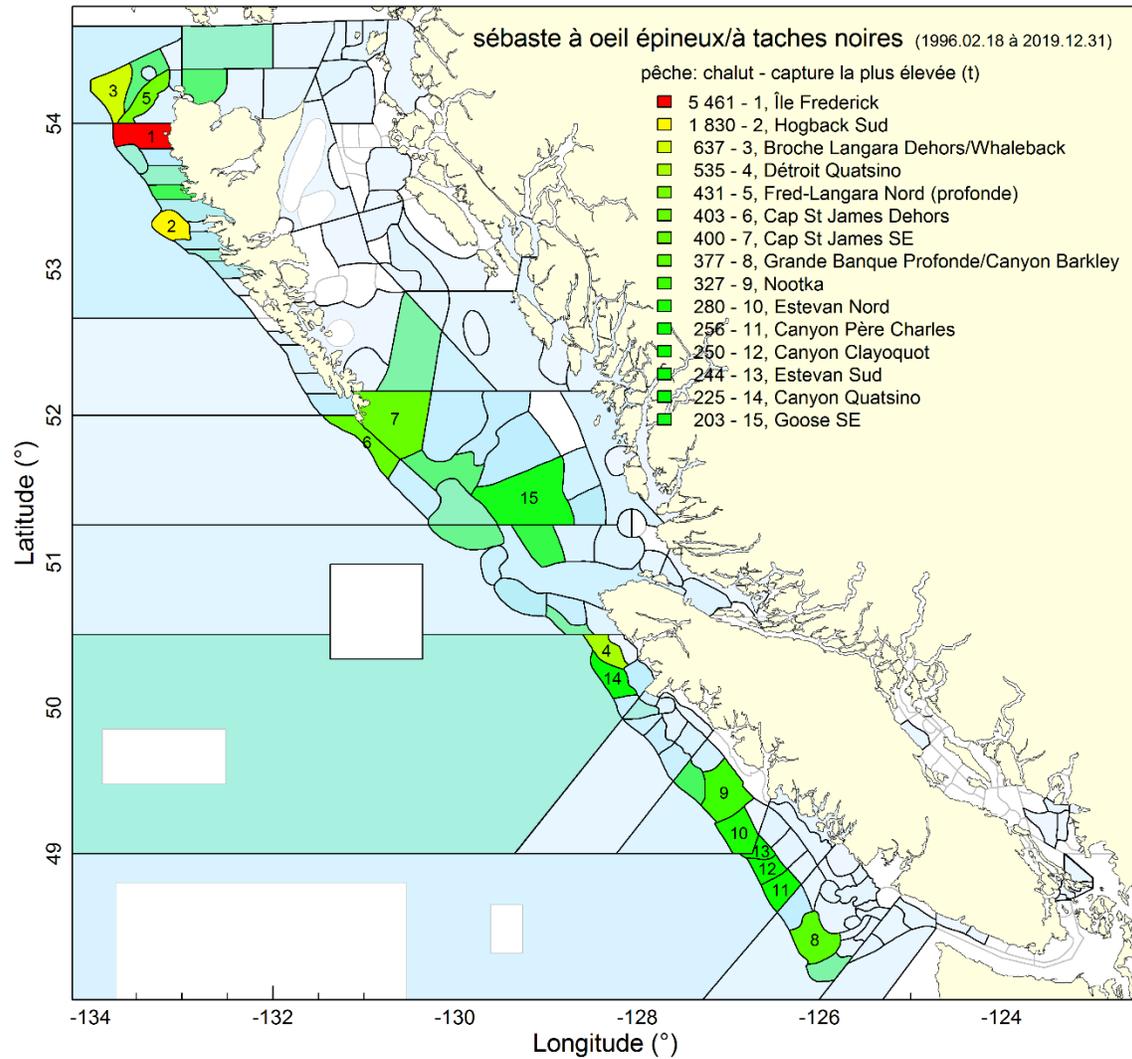


Figure G.7. Prises du complexe dans la pêche au chalut – Quinze principaux lieux de pêche où des individus du complexe ont été pêchés par la flotte de chalutiers, selon les prises totales (en tonnes). Tous les lieux ombragés indiquent des zones où des individus du complexe ont été observés de 1996 à 2019; les couleurs vont du bleu clair pour les prises peu nombreuses au rouge pour les prises relativement nombreuses, à l'autre extrémité du spectre. Les prises sur les monts sous-marins sont exclues.

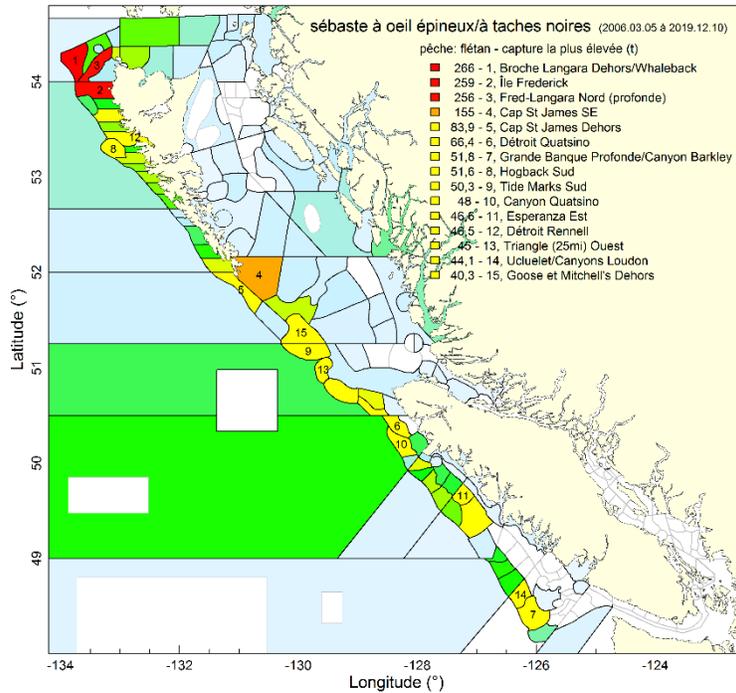


Figure G.8. Prises du complexe dans la pêche du flétan – Quinze principaux lieux de pêche où des individus du complexe ont été pêchés par la flotte de la pêche du flétan, selon les prises totales (en tonnes). Voir la légende de la figure G.7 pour obtenir de plus amples renseignements.

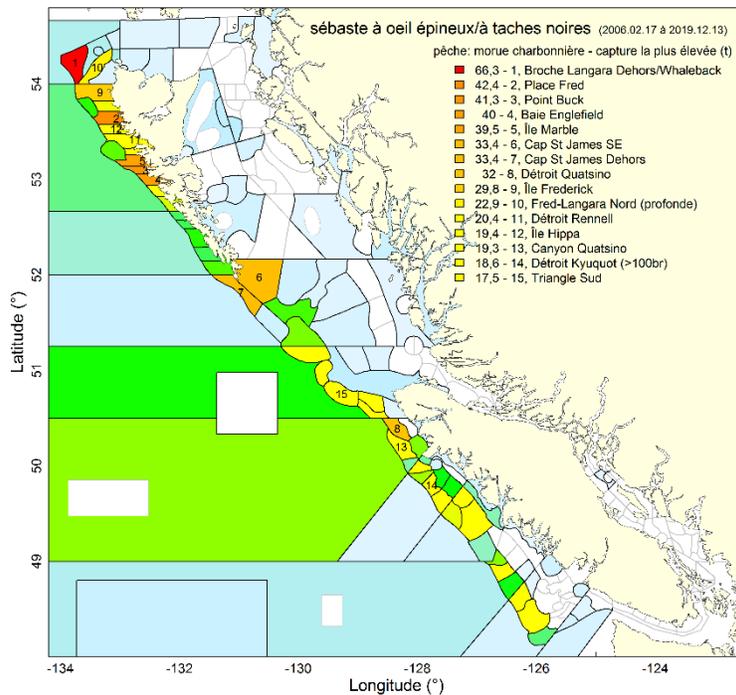


Figure G.9. Prises du complexe dans la pêche de la morue charbonnière – Quinze principaux lieux de pêche où des individus du complexe ont été pêchés par la flotte de la pêche de la morue charbonnière, selon les prises totales (en tonnes). Voir la légende de la figure G.7 pour obtenir de plus amples renseignements.

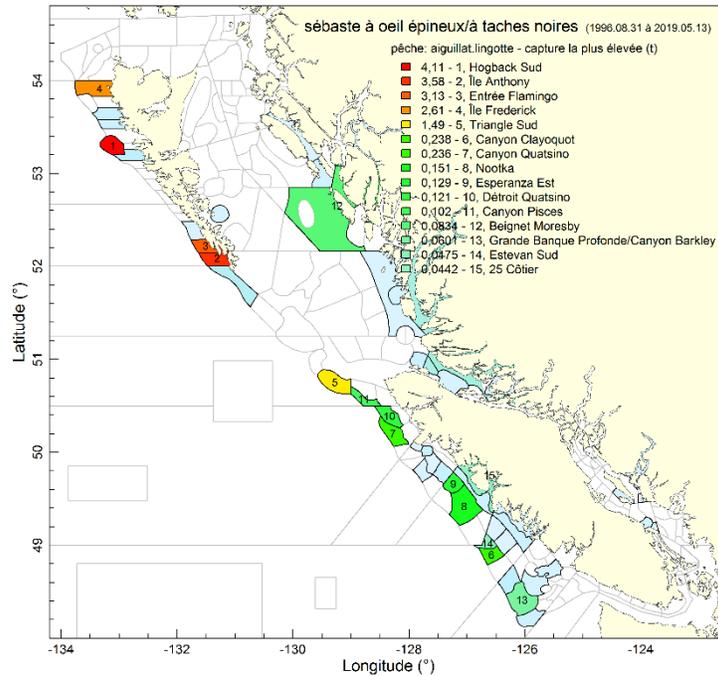


Figure G.10. Prises du complexe dans la pêche de l'aiguillat et de la morue-lingue – Quinze principaux lieux de pêche où des individus du complexe ont été pêchés par la flotte de la pêche de l'aiguillat et de la morue-lingue (annexe II), selon les prises totales (en tonnes). Voir la légende de la figure G.7 pour obtenir de plus amples renseignements.

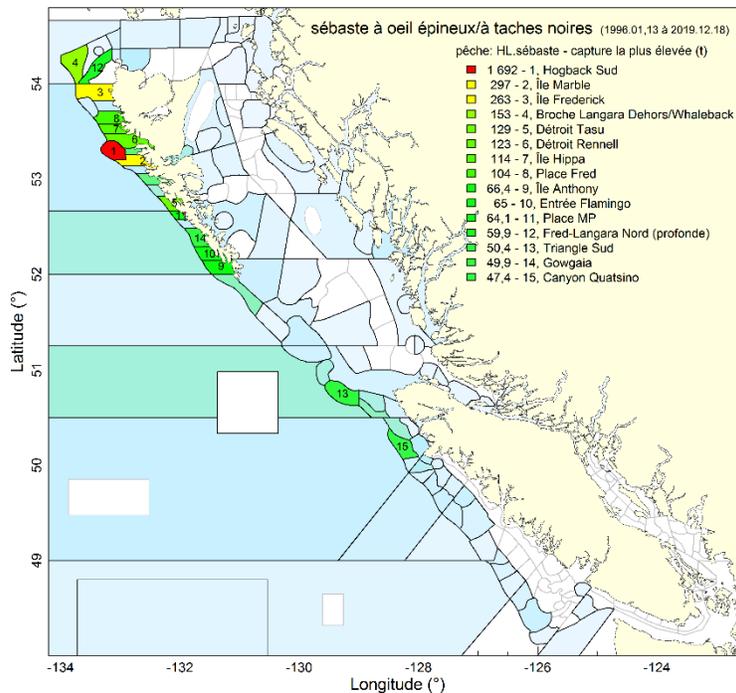


Figure G.11. Prises du complexe dans la pêche à la ligne du sébaste – Quinze principaux lieux de pêche où des individus du complexe ont été pêchés par la flotte de la pêche à la ligne du sébaste (ZN), selon les prises totales (en tonnes). Voir la légende de la figure G.7 pour obtenir de plus amples renseignements.

G.2. ESPÈCES CONCOMITANTES

Les prises dans les traits de chalut de fond à l'échelle de la côte qui contenaient au moins un spécimen du complexe étaient dominées par la plie à grande bouche (27 %), le sébaste à longue mâchoire (20 %), la limande-sole (8 %) et le sébaste à queue jaune (7 %). Le complexe ne constitue que 2 % du poids des prises dans les traits qui le ciblent à l'échelle de la côte (tableau G.16). Cependant, un examen plus approfondi du stock montre que dans le nord, le complexe représente 9 % du poids des prises dans les traits remontant des individus du complexe (tableau G.17) alors que dans le sud, les individus présumés appartenir au complexe n'en représentent que 1 % (tableau G.18). Il est clair que le stock du nord est plus présent dans l'écosystème accessible au chalut que celui du sud.

Des prises importantes d'individus du complexe sont également capturées dans la pêche à la ligne (les pêches au chalut pélagique et au casier qui capturent des sébastes du complexe sont dominées par la merluche [86 %] et la morue charbonnière [96 %]). Parmi les activités de pêche à la ligne qui ont permis de capturer au moins un spécimen du complexe, les prises étaient composées de flétan du Pacifique (côte : 48 %, zone 5DE : 53 %, zone 3CD5AB : 44 %), de morue charbonnière (côte : 22 %, zone 5DE : 17 %, zone 3CD5AB : 27 %), d'aiguillat commun (côte : 5 %, zone 5DE : 1 %, zone 3CD5AB : 7 %) et de sébastes du complexe (côte : 7 %, zone 5DE : 13 %, zone 3CD5AB : 4 %), entre autres (voir les tableaux G.1 à G.3).

Pour explorer la façon dont le complexe de la côte est associé à d'autres sébastes dans les traits des chaluts de fond et la pêche à la ligne, on a regroupé les 14 espèces de sébastes les plus pêchées par événement de pêche du complexe à l'aide de `c1ara` (regroupement d'importantes applications) dans le `c1uster` du progiciel de l'environnement R (Maechler *et al.* 2018). Les principales espèces de sébastes figurent en partie dans le tableau G.16 :

- Chalut de fond : Sébaste à longue mâchoire (POP 19,7 %), sébaste à queue jaune (YTR 7,3 %), sébaste à bouche jaune (YMR 5,3 %), sébaste argenté (SGR 4,7 %), sébaste à raie rouge (RSR 2,8 %), sébaste canari (RAC 2,5 %), sébaste à œil épineux/à taches noires (complexe 2,3 %), sébastolobe à courtes épines (SST 1,7 %), sébaste à menton pointu (SCR 1,3 %), veuve (WWR 0,88 %), sébaste à bandes rouges (RBR 0,85 %), bec de lièvre (SNR 0,59 %), sébastolobe à longues épines (LST 0,52 %), bocaccio (BOR 0,33 %), sébaste tacheté (DBR 0,25 %).
- Lignes : Sébaste à œil épineux/à taches noires (complexe 7,4 %), sébaste à bandes rouges (RBR 3,0 %), sébaste aux yeux jaunes (YYR 1,5 %), sébaste boréal (SKR 1,4 %), sébastolobe à courtes épines (SST 0,85 %), sébaste argenté (SGR 0,80 %), sébaste canari (CAR 0,21 %), sébaste à bouche jaune (YMR 0,15 %), bocaccio (BOR 0,089 %), sébaste à dos épineux (QBR 0,040 %), sébaste noir (BKR 0,029 %), sébaste cuivré (CPR 0,028 %), sébaste à queue jaune (YTR 0,026 %), sébaste à longue mâchoire (POP 0,014 %), sébaste rosacé (RTR 0,013 %).

L'analyse topologique des prises commerciales au chalut de fond (figure G.15) montre que le groupe principal contenant des individus du complexe (en rouge) comprend également les deux espèces de sébastolobes (à courtes épines et à longues épines) dans les zones en eaux profondes au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, dans le bassin de la Reine-Charlotte et au nord-ouest de Haida Gwaii. Un groupe secondaire (en orange), représenté par le sébaste à longue mâchoire et le sébaste à bouche jaune, se trouve dans les trois fossés principaux du bassin de la Reine-Charlotte – fossé Moresby, canyon de Mitchell et goulet de l'île Goose (du nord au sud). Les quatre autres groupes sont dominés par d'autres espèces de sébastes : le groupe 3 (en jaune) – sébaste argenté dans le nord, le groupe 4 (en vert pâle) – sébaste à queue jaune dans les régions du plateau, le groupe 5 (en vert foncé) – sébaste à raie rouge le

long de la limite du plateau et du talus, et le groupe 6 (en bleu) – sébaste canari éparpillé dans des zones peu profondes.

L'analyse topologique des prises commerciales aux lignes (figure G.16) montre que le groupe principal contenant des individus du complexe (en rouge), y compris les deux espèces de sébastolobes (à courtes épines et à longues épines), se trouve le long de toute la côte de la Colombie-Britannique entre les isobathes de 200 et 1 000 m. Un groupe secondaire (en orange) fait apparaître le complexe avec le sébaste à bandes rouges et le sébaste aux yeux jaunes à l'entrée des goulets du bassin de la Reine-Charlotte et dans l'entrée Dixon. Les quatre autres groupes sont dominés par les espèces de sébastes côtiers, peu associées au complexe : le groupe 3 (en jaune) – sébaste aux yeux jaunes dans les régions du plateau à des profondeurs de moins de 200 m; les groupes 4 (en vert clair) et 5 (en vert foncé) – sébaste à dos épineux et sébaste aux yeux jaunes dans les régions peu profondes proches de la terre, et le groupe 6 (en bleu) – sébaste cuivré dans de nombreux bras de mer de la côte ouest de l'île de Vancouver et les régions sablonneuses peu profondes du détroit d'Hécate. Les divers pixels de couleur au large (> 1 800 m) sont probablement des enregistrements dont les coordonnées géographiques sont incorrectes.

Tableau G.16. Complexe – Les 10 espèces principales selon le poids des prises (somme des prises débarquées et rejetées de 1996 à -2020) cooccurrentes avec le complexe dans la pêche ciblant le complexe, par type d'engin dans les zones 3CD5ABCDE (figure G.12). Les espèces de sébastes auxquelles s'intéresse le COSEPAC sont indiquées en rouge et l'espèce cible (présente dans tous les traits) est indiquée en bleu.

Code*	Espèce	Nom latin	Prises (t)	Prises (%)	ΣPrises (%)
Engin : Chalut de fond					
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	155 294	26,7	26,7
396	Sébaste à longue mâchoire	<i>Sebastes alutus</i>	114 631	19,7	46,4
626	Limande-sole	<i>Microstomus pacificus</i>	47 287	8,12	54,5
418	Sébaste à queue jaune	<i>Sebastes flavidus</i>	42 720	7,34	61,8
440	Sébaste à bouche jaune	<i>Sebastes reedi</i>	31 128	5,35	67,2
405	Sébaste argenté	<i>Sebastes brevispinis</i>	27 545	4,73	71,9
439	Sébaste à raie rouge	<i>Sebastes proriger</i>	16 114	2,77	74,7
437	Sébaste Canari	<i>Sebastes pinniger</i>	14 497	2,49	77,2
394	Sébaste à œil épineux	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	13 322	2,29	79,5
467	Morue-lingue	<i>Ophiodon elongatus</i>	11 714	2,01	81,5
Engin : Lignes					
614	Flétan du Pacifique	<i>Hippoglossus stenolepis</i>	53 691	48,3	48,3
455	Morue charbonnière	<i>Anoplopoma fimbria</i>	24 665	22,2	70,5
394	Sébaste à œil épineux	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	8 226	7,4	77,9
044	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	5 937	5,34	83,2
059	Pocheteau long-nez	<i>Raja rhina</i>	4 321	3,89	87,1
401	Sébaste à bandes rouges	<i>Sebastes babcocki</i>	3 287	2,96	90
467	Morue-lingue	<i>Ophiodon elongatus</i>	2 772	2,49	92,5
442	Sébaste aux yeux jaunes	<i>Sebastes ruberrimus</i>	1 613	1,45	94
403	Sébaste boréal	<i>Sebastes borealis</i>	1 605	1,44	95,4
451	Sébastolobe à courtes épines	<i>Sebastolobus alascanus</i>	944	0,85	96,3

Code*	Espèce	Nom latin	Prises (t)	Prises (%)	∑Prises (%)
Engin : Chalut pélagique**					
225	Merlu du Pacifique	<i>Merluccius productus</i>	652 332	86	86
418	Sébaste à queue jaune	<i>Sebastes flavidus</i>	33 879	4,47	90,5
417	Veuve	<i>Sebastes entomelas</i>	30 008	3,96	94,4
228	Goberge de l'Alaska	<i>Theragra chalcogramma</i>	14 658	1,93	96,4
396	Sébaste à longue mâchoire	<i>Sebastes alutus</i>	5 615	0,74	97,1
440	Sébaste à bouche jaune	<i>Sebastes reedi</i>	5 551	0,73	97,8
439	Sébaste à raie rouge	<i>Sebastes proriger</i>	5 393	0,71	98,5
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	2 469	0,33	98,9
437	Sébaste Canari	<i>Sebastes pinniger</i>	1 600	0,21	99,1
044	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	1 423	0,19	99,3
Engin : Casier					
455	Morue charbonnière	<i>Anoplopoma fimbria</i>	45 080	96,1	96,1
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	713	1,52	97,6
614	Flétan du Pacifique	<i>Hippoglossus stenolepis</i>	585	1,25	98,8
394	Sébaste à œil épineux/à taches noires	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	361	0,77	99,6
451	Sébastolobe à courtes épines	<i>Sebastes alascanus</i>	34	0,07	99,7
044	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	29	0,06	99,7
403	Sébaste boréal	<i>Sebastes borealis</i>	24	0,05	99,8
401	Sébaste à bandes rouges	<i>Sebastes babcocki</i>	17	0,04	99,8
249	Grenadiers	<i>Macrouridae</i>	12	0,02	99,9
ZAD	Crabe de Baird	<i>Chionoecetes</i>	11	0,02	99,9

* Espèces auxquelles s'intéresse le COSEPAC en {"027","034","394","410","424","435","437","440","442","453"}

** Le complexe se classe au 12^e rang des prises les plus élevées dans les traits de chalut pélagique, représentant 0,1 % du poids des prises.

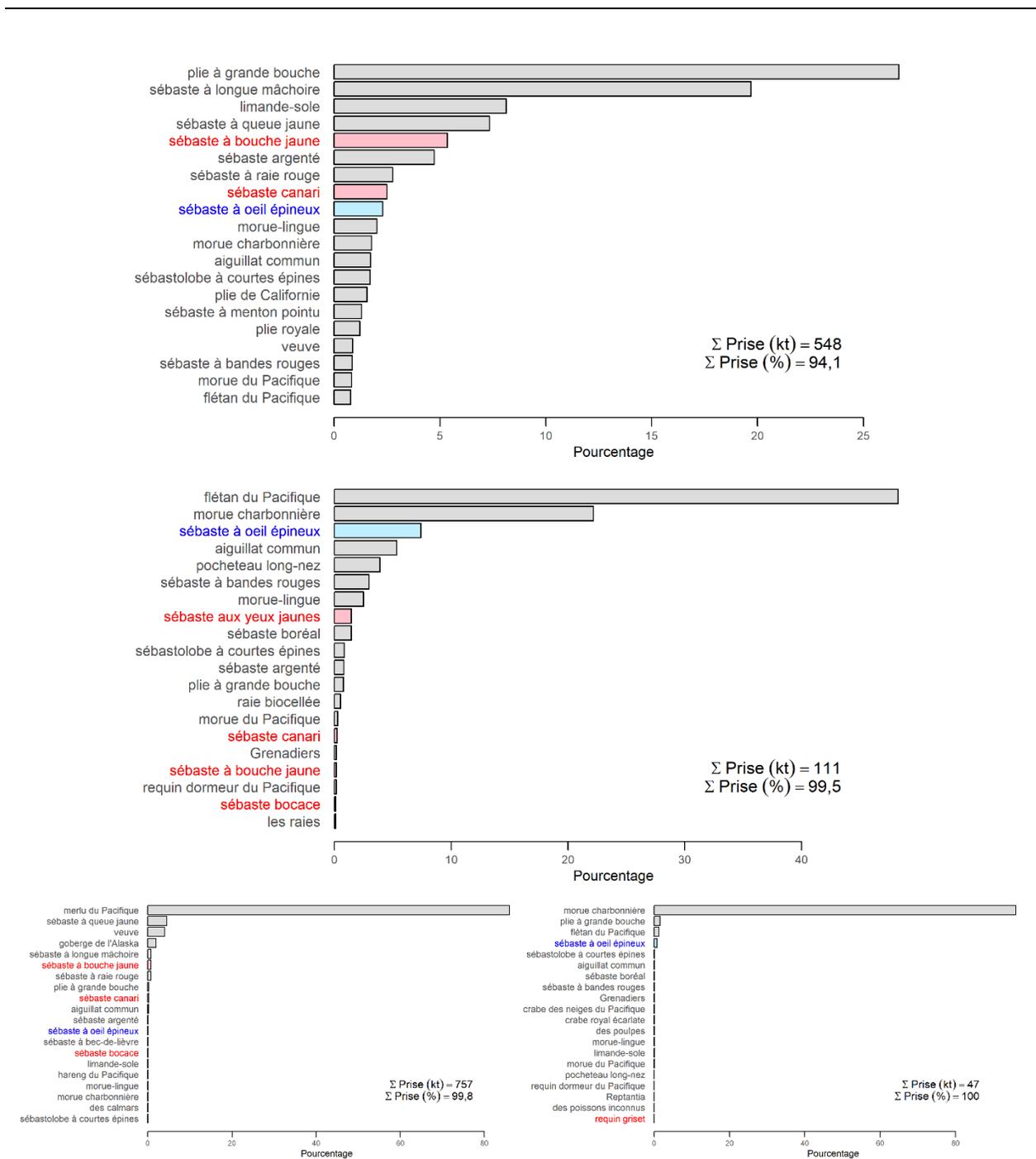


Figure G.12. Complexe – Distribution des poids des prises additionnés entre février 1996 et février 2020 pour les espèces de poissons importantes présentes dans les captures enregistrées dans la base de données GFFOS qui comprenaient au moins un individu du complexe dans les zones 3CD5ABCDE de la PMFC. Les quatre graphiques correspondent à divers types d'engins – chalut de fond (en haut), lignes (au milieu), chalut pélagique (en bas à gauche) et casier (en bas à droite). Les événements de pêche ont été sélectionnés à partir d'une plage de profondeurs allant de 137 à 845 m (plage des quantiles 0,005 et 0,995, voir la figure G.2). La concomitance relative est exprimée en pourcentage par espèce par rapport au poids total des prises calculé pour toutes les espèces de poissons au cours de la période spécifiée. Les espèces évaluées apparaissent en bleu; les espèces auxquelles s'intéresse le COSEPAC apparaissent en rouge.

Tableau G.17. Complexe du nord – Les 10 espèces principales selon le poids des prises (somme des prises débarquées et rejetées de 1996 à 2020) cooccurrentes avec le complexe dans la pêche ciblant le complexe, par type d'engin dans les zones 5DE (figure G.13). Les espèces de sébastes auxquelles s'intéresse le COSEPAC sont indiquées en rouge et l'espèce cible (présente dans tous les traits) est indiquée en bleu.

Code*	Espèce	Nom latin	Prises (tonnes)	Prises (%)	∑ Prises (%)
Engin : Chalut de fond					
396	Sébaste à longue mâchoire	<i>Sebastes alutus</i>	25 157	24,9	24,9
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	16 504	16,3	41,3
626	Limande-sole	<i>Microstomus pacificus</i>	14 287	14,1	55,4
394	Sébaste à œil épineux/à taches noires	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	9 417	9,33	64,7
405	Sébaste argenté	<i>Sebastes brevispinis</i>	6 096	6,04	70,8
440	Sébaste à bouche jaune	<i>Sebastes reedi</i>	4 338	4,30	75,1
451	Sébastolobe à courtes épines	<i>Sebastolobus alascanus</i>	3 889	3,85	78,9
439	Sébaste à raie rouge	<i>Sebastes proriger</i>	3 328	3,30	82,2
610	Plie royale	<i>Errex zachirus</i>	1 814	1,80	84,0
455	Morue charbonnière	<i>Anoplopoma fimbria</i>	1 679	1,66	85,7
Engin : Lignes					
614	Flétan du Pacifique	<i>Hippoglossus stenolepis</i>	22 636	53,2	53,2
455	Morue charbonnière	<i>Anoplopoma fimbria</i>	7 307	17,2	70,4
394	Sébaste à œil épineux/à taches noires	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	5 672	13,3	83,7
059	Pocheteau long-nez	<i>Raja rhina</i>	1 114	2,62	86,3
403	Sébaste boréal	<i>Sebastes borealis</i>	793	1,86	88,2
467	Morue-lingue	<i>Ophiodon elongatus</i>	787	1,85	90,0
401	Sébaste à bandes rouges	<i>Sebastes babcocki</i>	764	1,79	91,8
442	Sébaste aux yeux jaunes	<i>Sebastes ruberrimus</i>	696	1,64	93,5
044	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	594	1,40	94,9
405	Sébaste argenté	<i>Sebastes brevispinis</i>	478	1,12	96,0
Engin : Chalut pélagique					
225	Merlu du Pacifique	<i>Merluccius productus</i>	7 991	40,0	40,0
228	Goberge de l'Alaska	<i>Theragra chalcogramma</i>	7 706	38,6	78,5
417	Veuve	<i>Sebastes entomelas</i>	2 061	10,3	88,9
418	Sébaste à queue jaune	<i>Sebastes flavidus</i>	1 442	7,21	96,1
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	134	0,67	96,7
396	Sébaste à longue mâchoire	<i>Sebastes alutus</i>	134	0,67	97,4
439	Sébaste à raie rouge	<i>Sebastes proriger</i>	94	0,47	97,9
626	Limande-sole	<i>Microstomus pacificus</i>	84	0,42	98,3
405	Sébaste argenté	<i>Sebastes brevispinis</i>	72	0,36	98,7
394	Sébaste à œil épineux/à taches noires	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	47	0,24	98,9
Engin : Casier					
455	Morue charbonnière	<i>Anoplopoma fimbria</i>	21 945	94,9	94,9
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	601	2,60	97,5
614	Flétan du Pacifique	<i>Hippoglossus stenolepis</i>	264	1,14	98,6
394	Sébaste à œil épineux/à taches noires	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	245	1,06	99,7

Code*	Espèce	Nom latin	Prises (tonnes)	Prises (%)	∑ Prises (%)
	Sébastolobe à courtes				
451	épines	<i>Sebastolobus alascanus</i>	18	0,08	99,7
403	Sébaste boréal	<i>Sebastes borealis</i>	13	0,05	99,8
ZAD	Crabe de Baird	<i>Chionoecetes</i>	9	0,04	99,8
VMD	Crabe royal rouge	<i>Lithodes couesi</i>	8	0,04	99,9
249	Grenadiers	<i>Macrouridae</i>	7	0,03	99,9
626	Limande-sole	<i>Microstomus pacificus</i>	5	0,02	99,9

- Espèces auxquelles s'intéresse le COSEPAC en {"027", "034", "394", "410", "424", "435", "437", "440", "442", "453"}

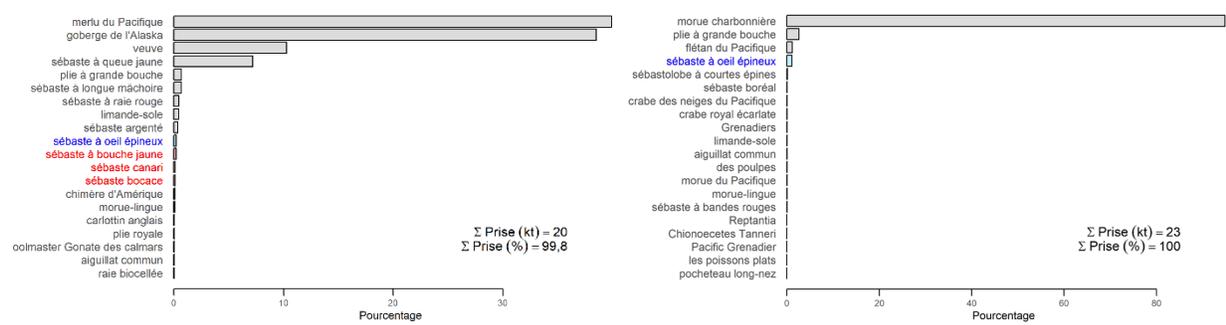
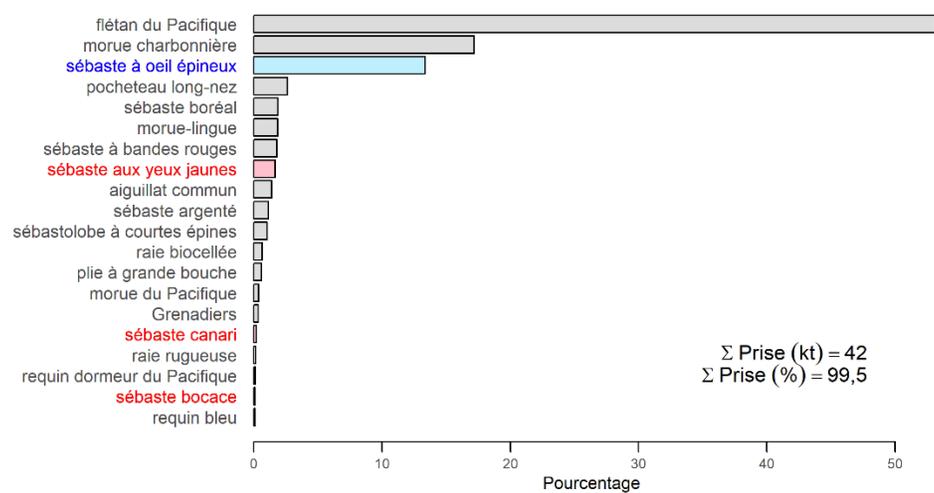
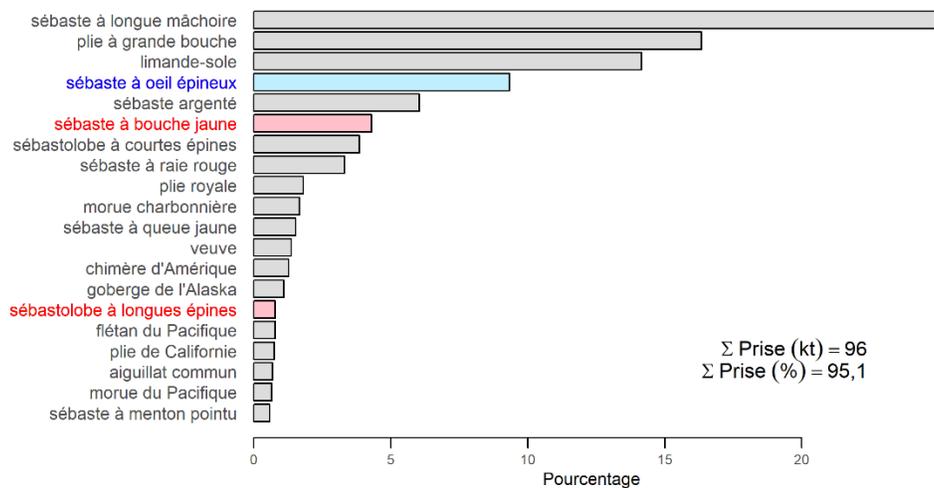


Figure G.13. Complexe du nord – Distribution des poids des prises additionnés entre février 1996 et février 2020 pour les espèces de poissons importantes présentes dans les captures enregistrées dans la base de données GFFOS qui comprenaient au moins un individu du complexe dans les zones 5DE de la PMFC entre 131 et 824 m pour le chalut de fond (en haut), les lignes (au milieu), le chalut pélagique (en bas à gauche) et le casier (en bas à droite) Voir la légende de la figure G.12 pour obtenir de plus amples renseignements.

Tableau G.18. Complexe du sud– Les 10 espèces principales selon le poids des prises (somme des prises débarquées et rejetées de 1996 à 2020) cooccurrentes avec le complexe, par type d'engin dans les zones 3CD5AB (figure G.14). Les espèces de sébastes auxquelles s'intéresse le COSEPAC sont indiquées en rouge et l'espèce cible (présente dans tous les traits) est indiquée en bleu.

Code*	Espèce	Nom latin	Prises (tonnes)	Prises (%)	Σ Catch (%)
Engin : Chalut de fond**					
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	137 818	29,9	29,9
	Sébaste à longue				
396	mâchoire	<i>Sebastes alutus</i>	85 419	18,5	48,4
418	Sébaste à queue jaune	<i>Sebastes flavidus</i>	38 282	8,29	56,7
626	Limande-sole	<i>Microstomus pacificus</i>	33 984	7,36	64,0
440	Sébaste à bouche jaune	<i>Sebastes reedi</i>	26 312	5,70	69,7
405	Sébaste argenté	<i>Sebastes brevispinis</i>	14 095	3,05	72,8
437	Sébaste canari	<i>Sebastes pinniger</i>	13 190	2,86	75,6
439	Sébaste à raie rouge	<i>Sebastes proriger</i>	11 944	2,59	78,2
467	Morue-lingue	<i>Ophiodon elongatus</i>	11 017	2,39	80,6
044	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	8 943	1,94	82,5
Engin : Lignes					
614	Flétan du Pacifique	<i>Hippoglossus stenolepis</i>	27 525	43,9	43,9
455	Morue charbonnière	<i>Anoplopoma fimbria</i>	17 112	27,3	71,2
044	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	4 443	7,09	78,3
059	Pocheteau long-nez	<i>Raja rhina</i>	2 849	4,54	82,8
	Sébaste à œil épineux/à				
394	taches noires	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	2 537	4,05	86,9
	Sébaste à bandes				
401	rouges	<i>Sebastes babcocki</i>	2 355	3,76	90,6
467	Morue-lingue	<i>Ophiodon elongatus</i>	1 748	2,79	93,4
	Sébaste aux yeux				
442	jaunes	<i>Sebastes ruberrimus</i>	772	1,23	94,6
403	Sébaste boréal	<i>Sebastes borealis</i>	743	1,19	95,8
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	566	0,90	96,7
Engin : Chalut pélagique***					
225	Merlu du Pacifique	<i>Merluccius productus</i>	629 448	87,7	87,7
418	Sébaste à queue jaune	<i>Sebastes flavidus</i>	30 277	4,22	91,9
417	Veuve	<i>Sebastes entomelas</i>	26 608	3,71	95,6
440	Sébaste à bouche jaune	<i>Sebastes reedi</i>	5 448	0,76	96,4
	Sébaste à longue				
396	mâchoire	<i>Sebastes alutus</i>	5 422	0,76	97,1
228	Goberge de l'Alaska	<i>Theragra chalcogramma</i>	5 376	0,75	97,9
439	Sébaste à raie rouge	<i>Sebastes proriger</i>	5 086	0,71	98,6
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	2 329	0,32	98,9
437	Sébaste canari	<i>Sebastes pinniger</i>	1 491	0,21	99,1
044	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	1 362	0,19	99,3
Engin : Casier					
455	Morue charbonnière	<i>Anoplopoma fimbria</i>	23 152	97,3	97,3
614	Flétan du Pacifique	<i>Hippoglossus stenolepis</i>	321	1,35	98,6
	Sébaste à œil épineux/à				
394	taches noires	<i>S. aleutianus/melanostictus</i>	116	0,49	99,1
602	Plie à grande bouche	<i>Atheresthes stomias</i>	113	0,47	99,6
044	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	24	0,10	99,7
	Sébastolobe à courtes				
451	épines	<i>Sebastes alascanus</i>	17	0,07	99,7

Code*	Espèce	Nom latin	Prises (tonnes)	Prises (%)	∑ Catch (%)
	Sébaste à bandes				
401	rouges	<i>Sebastes babcocki</i>	16	0,07	99,8
403	Sébaste boréal	<i>Sebastes borealis</i>	12	0,05	99,9
467	Morue-lingue	<i>Ophiodon elongatus</i>	5	0,02	99,9
97A	Pieuvre	<i>Octopoda</i>	5	0,02	99,9

* Espèces auxquelles s'intéresse le COSEPAC en {"027","034","394","410","424","435","437","440","442","453"}

** Le complexe se classe au 19^e rang des prises les plus élevées dans les traits de chalut de fond, représentant 0,8 % du poids des prises.

*** Le complexe se classe au 12^e rang des prises les plus élevées dans les traits de chalut pélagique, représentant 0,1 % du poids des prises.

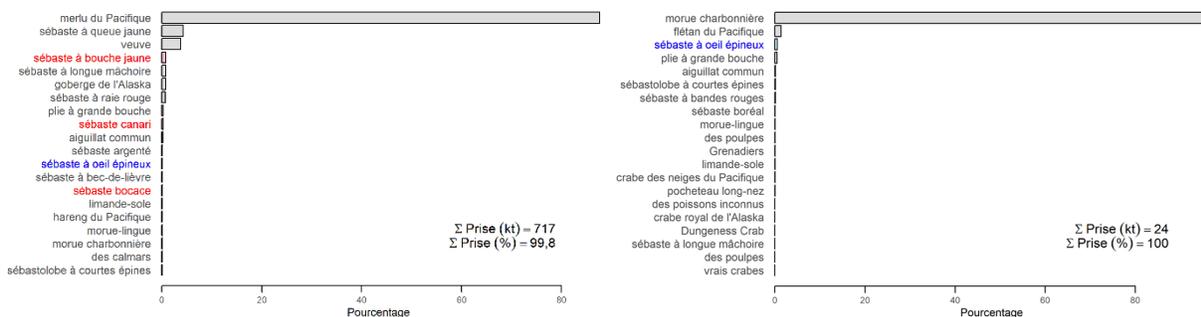
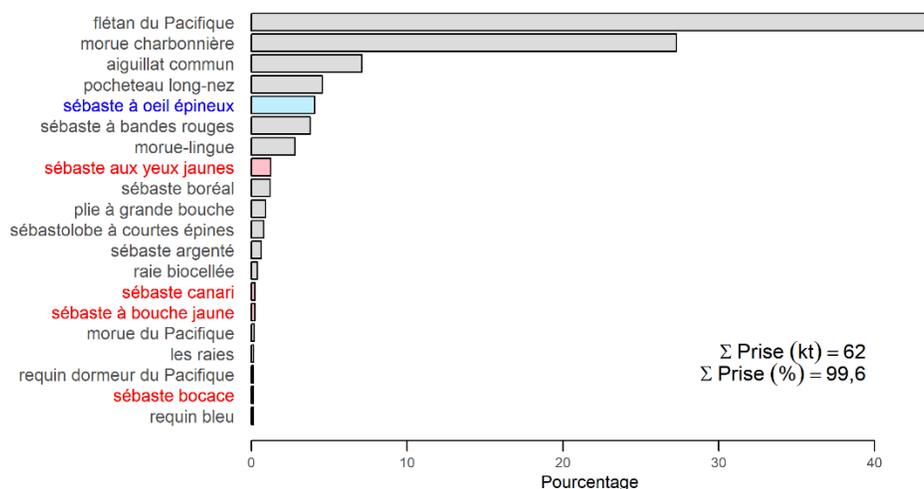
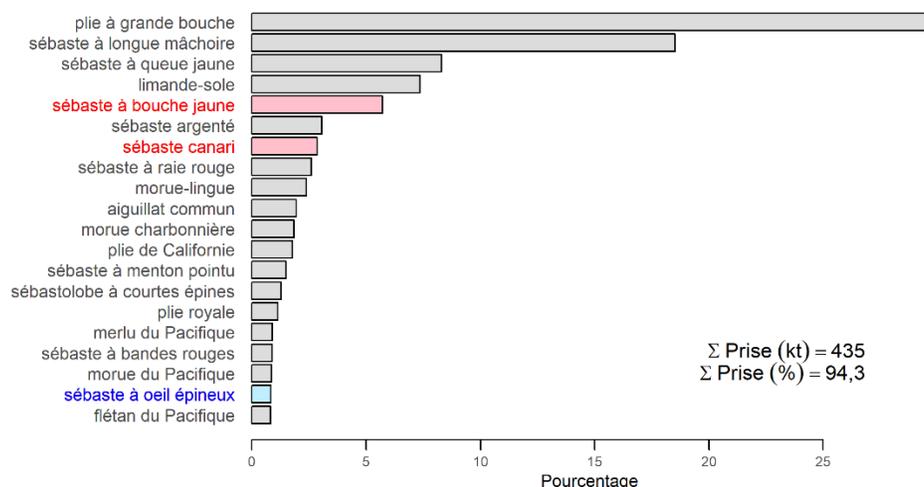


Figure G.14. Complexe du sud – Distribution des poids des prises additionnés entre février 1996 et février 2020 pour les espèces de poissons importantes présentes dans les captures enregistrées dans la base de données GFFOS qui comprenaient au moins un individu du complexe du sud dans les zones 3CD5AB de la PMFC entre 139 et 860 m pour le chalut de fond (en haut), les lignes (au milieu), le chalut pélagique (en bas à gauche) et le casier (en bas à droite) Voir la légende de la figure G.12 pour obtenir de plus amples renseignements.

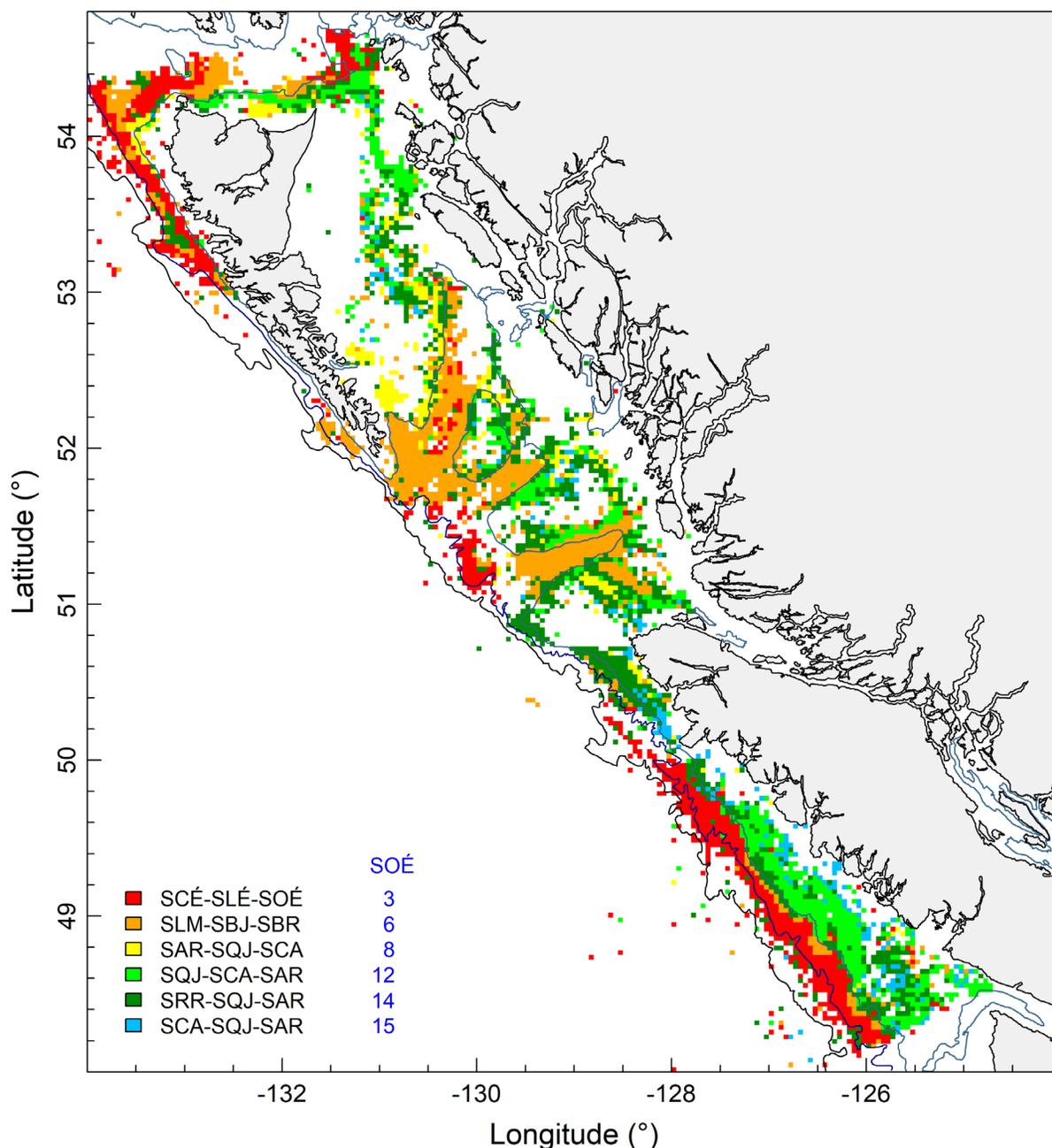


Figure G.15. Groupes de sébastes dans les **traits de chalut de fond** (15 espèces de 1996 à 2020) déterminés par clara (regroupement d'importantes applications) dans le progiciel « cluster » de l'environnement R (Maechler et al. 2018). Les isobathes de 200, de 1 000 et de 1 800 m sont représentées. La légende cible six groupes représentés par les trois principales espèces composant les médoïdes; les groupes sont classés selon la contribution du sébaste à œil épineux/à taches noires (complexe) à chaque médoïde. Voici les codes d'espèces utilisés : SCÉ = sébastolobe à courtes épines, SLÉ = sébastolobe à longues épines, SLM = sébaste à longue mâchoire, SBJ = sébaste à bouche jaune, SBR = sébaste à bandes rouges, SAR = sébaste argenté, SQJ = sébaste à queue jaune, SCA = sébaste canari, et SRR = sébaste à raie rouge.

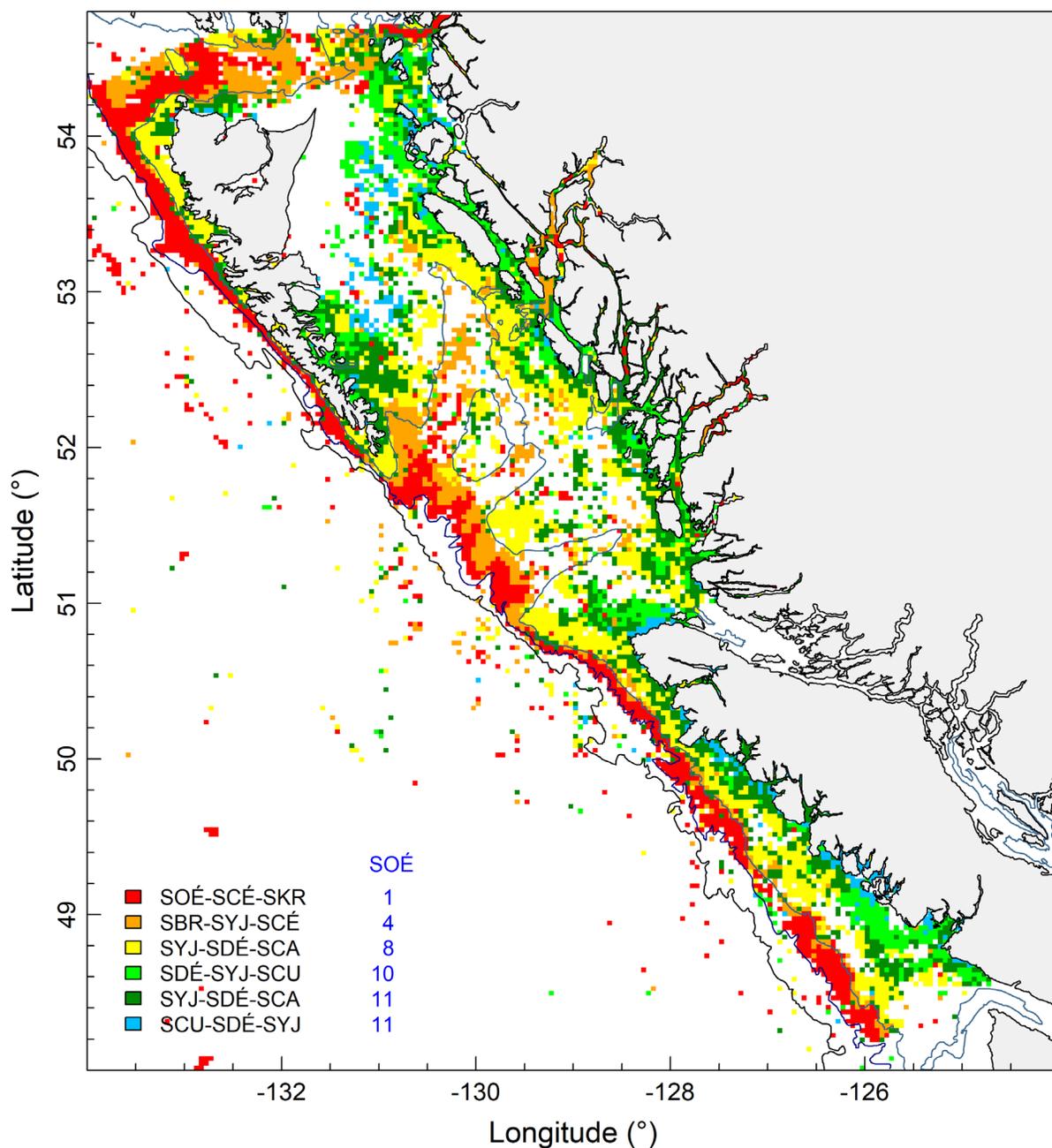


Figure G.16. Groupes de sébastes dans les **lignes** (15 espèces de 1996 à 2020) déterminés par *clara* (regroupement d'importantes applications) dans le progiciel « cluster » de l'environnement R (Maechler et al. 2018). Les isobathes de 200, de 1 000 et de 1 800 m sont représentées. La légende cible six groupes représentés par les trois principales espèces composant les médoïdes; les groupes sont classés selon la contribution du sébaste à œil épineux/à taches noires (complexe) à chaque médoïde. Voici les codes d'espèces utilisés : SCÉ = sébastolobe à courtes épines, SBL = sébaste boréal, SBR = sébaste à bandes rouges, SYJ = sébaste aux yeux jaunes, SDÉ = sébaste à dos épineux, SCA = sébaste canari, et SCU = sébaste cuivré.

G.3. INTERACTIONS TROPHIQUES

Extrait de MPO (2012) :

« Dans le golfe d'Alaska, on a constaté que les individus du complexe des sébastes à œil épineux et à taches noires s'alimentent principalement de crevettes (*Pandalus borealis*, *P. montagui tridens*, des hyppolytidés et des crangonidés), lesquelles représentent, en poids, de 45 à 60 % environ du total des contenus stomacaux (Yang et Nelson 2000). Ils consomment également des espèces de poissons, y compris la goberge de l'Alaska (*Theragra chalcogramma*), le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*), l'eulakane (*Thaleichthys pacificus*), le lançon du Pacifique (*Ammodytes hexapterus*), des myctophidés, des zoarcidés, des cottidés, des limaces de mer et des poissons plats. Dans le golfe d'Alaska, les poissons constituent de 15 à 20 % environ du total des contenus stomacaux (Yang et Nelson 2000). Parmi les autres proies, mentionnons le crabe des neiges du Pacifique (*Chionoecetes bairdi*), des céphalopodes, des amphipodes, des mysidés, des euphausiacés, des cumacés, des isopodes et des polychètes. Même si toutes les catégories de taille d'individus du complexe des sébastes à œil épineux et à taches noires consomment principalement des crevettes, les individus ayant moins de 30 cm de longueur présentent une proportion plus grande d'amphipodes dans leur régime alimentaire, tandis que les individus mesurant plus de 30 cm de longueur consomment davantage de poissons. Krieger et Ito (1999) rapportent que les individus du complexe des sébastes à œil épineux et à taches noires quittent le fond pour capturer divers types de proies.

Parmi les prédateurs potentiels, mentionnons le flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*), la morue du Pacifique (*Gadus macrocephalus*) et la morue charbonnière (*Ammopoma fimbria*) (Shotwell *et al.* 2009). »

G.4. EFFETS ENVIRONNEMENTAUX

Peu d'études (s'il y en a) lient directement le complexe à des effets environnementaux. Soh *et al.* (2001) ont modélisé les effets de la taille des refuges sur la biomasse projetée et la mortalité par pêche pour un ensemble composé du complexe et de sébastes boréaux dans les eaux de l'Alaska. Selon leurs conclusions, une conception réfléchie des refuges pourrait atténuer les rejets et la surpêche en série sans réduire les prises globales des pêches.

Les évaluations des stocks du complexe en Alaska et dans l'État de Washington soulignent que l'on connaît mal les premiers stades biologiques, les processus de recrutement ou les besoins en matière d'habitat de ce complexe d'espèces (Shotwell et Hanselman 2019, Spencer *et al.* 2018, Hicks *et al.* 2014).

G.5. AVIS À L'INTENTION DES GESTIONNAIRES

Il est possible que des séries de données sur l'environnement puissent être intégrées aux modèles d'évaluation des stocks. Toutefois, une tentative antérieure visant à relier les estimations du recrutement pour le sébaste à longue mâchoire dans les zones 5ABC à un certain nombre d'indicateurs concernant l'environnement (Haigh *et al.* 2019) s'est révélée non concluante. De même, les premières analyses qui utilisaient des indicateurs du niveau de la mer pour prédire le recrutement de la morue du Pacifique ont depuis perdu leur pertinence (Forrest *et al.* 2018). Ce type de renseignements océanographiques ne fait pas partie de nos sources de données habituelles dans le groupe d'évaluation des stocks, mais la collaboration avec d'autres membres du personnel du MPO ou des collègues externes peut donner lieu à des hypothèses potentiellement utiles qui pourraient être intégrées à l'évaluation du stock.

Le logiciel de modélisation Stock Synthesis utilise une méthode rudimentaire pour inclure les effets environnementaux dans la fonction stock-recrutement (Méthot *et al.* 2018). Toutefois, les auteurs formulent l'avis suivant : L'approche privilégiée pour inclure les effets environnementaux sur le recrutement consiste à ne pas utiliser l'effet environnemental dans le calcul direct du niveau de recrutement prévu. On utiliserait plutôt les données environnementales comme s'il s'agissait d'une observation de l'écart du recrutement pendant le relevé.

G.6. RÉFÉRENCES – ÉCOSYSTÈME

- Creamer, J.M. 2016. [Using genetic species identification and environmental data to distinguish historical catches of cryptic Blackspotted Rockfish \(*Sebastes melanostictus*\) and Rougheye Rockfish \(*Sebastes aleutianus*\) in British Columbia](#). Master's thesis, Simon Fraser University, Burnaby, BC, 40 p.
- Pêches et Océans Canada. 2012. [Plan de gestion du complexe des sébastes à œil épineux et à taches noires \(*Sebastes aleutianus* et *S. melanostictus*\) ainsi que du sébastolobe à longues épines \(*Sebastolobus altivelis*\) au Canada](#). Série des plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vi+ 50 p.
- Forrest, R.E., Anderson, S.C., Grandin, C.J., et Starr, P.J. 2020. [Évaluation de la morue du Pacifique \(*Gadus macrocephalus*\) pour le détroit d'Hécate et le bassin de la Reine-Charlotte \(zone 5ABCD\), ainsi que pour la côte ouest de l'île de Vancouver \(zone 3CD\) en 2018](#). DFO Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/070. v + 226 p.
- Haigh, R., Starr, P.J., Edwards, A.M., King, J.R., and Lecomte, J.-B. 2019. [Évaluation du stock de sébaste à longue mâchoire \(*Sebastes alutus*\) dans le détroit de la Reine-Charlotte, en Colombie-Britannique, en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/038.v + 237 p.
- Hicks, A.C., Wetzel, C. and Harms, J. 2014. [The status of rougheye rockfish \(*Sebastes aleutianus*\) and blackspotted rockfish \(*S. melanostictus*\) as a complex along the U.S. West Coast in 2013](#). Stock Assessment and Fishery Evaluation (SAFE), NMFS, NOAA. xvi + 250 p.
- Krieger, K.J. and Ito, D.H. 1999. [Distribution and abundance of shortraker rockfish, *Sebastes borealis*, and rougheye rockfish, *S. aleutianus*, determined from a manned submersible](#). Fish. Bull. 97(2): 264-272.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M. and Hornik, K. 2018. cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.0.7-1.
- Méthot, R.D., Wetzel, C. and Taylor, I. 2018. [Stock Synthesis: User Manual Version 3.30.10](#). Tech. rep., NOAA Fisheries, Seattle WA, USA.
- Shotwell, S. K. Hanselman, D.H. and Clausen, D.M. 2009. [Chapter 13: Assessment of Rougheye and Blackspotted Rockfish in the Gulf of Alaska](#). In Stock Assessment and Fishery Evaluation (SAFE) Report for the Groundfish Resources of the Gulf of Alaska, p. 993-1066. North Pacific Fishery Management Council (NPFMC).
- Shotwell, S.K. and Hanselman, D.H. 2019. [Chapter 13: Assessment of rougheye and blackspotted rockfish in the Gulf of Alaska](#). In Stock Assessment and Fishery Evaluation (SAFE) Report for the Groundfish Resources of the Gulf of Alaska, chap. 12, p. 1-115. North Pacific Fishery Management Council (NPFMC).

-
- Soh, S., Gunderson, D.R. and Ito, D.H. 2001. [The potential role of marine reserves in the management of shortraker rockfish \(*Sebastes borealis*\) and rougheye rockfish \(*S. aleutianus*\) in the Gulf of Alaska](#). Fish. Bull. 99(1): 168-179.
- Spencer, P.D., Ianelli, J.N. and Palsson, W.A. 2018. [Chapter 14. Assessment of Blackspotted and Rougheye Rockfish stock complex in the Bering Sea/Aleutian Islands](#). In NPFMC Bering Sea and Aleutian Islands SAFE, chap. 14, p. 1-88.
- Yang, M.S. and Nelson, M.W. 2000. [Food habits of the commercially important groundfishes in the Gulf of Alaska in 1990, 1993, and 1996](#). U.S. Dept. Comm., NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC-112.