



ÉVALUATION DU STOCK DE SÉBASTE CANARI (*SEBASTES PINNIGER*) DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE EN 2022



Sébaste canari (*Sebastes pinniger*)
Crédit : Terri Bonnet, MPO

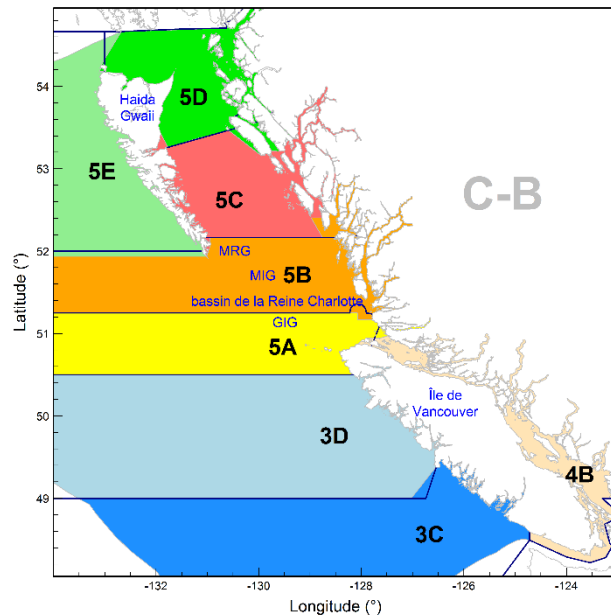


Figure 1. Zones d'évaluation du sébaste canari; les principales zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP) sont délimitées par des lignes pleines et utilisées dans la présente évaluation. Les limites des zones de gestion du poisson de fond, d'après les [secteurs d'exploitation des pêcheries du Pacifique](#), sont représentées par des polygones colorés superposés aux fins de comparaison. La présente évaluation porte sur les zones 3CD et 5ABCDE de la CPMP (la zone 4B est exclue).

Contexte :

Il s'agit de la troisième évaluation des stocks fondée sur un modèle pour le sébaste canari (*Sebastes pinniger*) après une évaluation initiale en 2007 utilisant la plateforme du modèle Awatea, suivie d'une mise à jour en 2009. Le sébaste canari est presque exclusivement pêché par la flottille de chalutiers commerciaux (83 % pour le chalut de fond et 13 % pour le chalut pélagique) et des quantités mineures (4 %) sont capturées par les autres types d'engins (principalement hameçon et ligne). Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné l'espèce comme étant « menacée » en 2007, mais l'évaluation des stocks de 2007 a mené à la conclusion que les stocks à l'échelle de la côte se trouvaient dans la zone de prudence de Pêches et Océans Canada (MPO), et par la suite une mise à jour en 2009 a placé le stock dans la zone saine pour les simulations les plus crédibles. L'espèce est présente du golfe d'Alaska jusqu'au nord de la Basse-Californie. En Colombie-Britannique (C.-B.), la zone où la concentration semble la plus élevée se trouve sur la côte

ouest de l'île de Vancouver (3CD), en particulier dans la partie nord (3D), mais les captures sont également relativement élevées dans le bassin de la Reine-Charlotte (5AB). Cette espèce est également présente à l'extrémité supérieure de l'île Graham et à l'entrée Dixon (5D). Une caractéristique importante des données d'âge du sébaste canari est l'abondance de mâles âgés et l'absence de femelles âgées (les femelles âgées de plus de 40 ans sont rares). Les âges les plus élevés observés sont de 84 ans pour les mâles et de 77 ans pour les femelles.

La Direction de la gestion des pêches du MPO a demandé à la Direction des sciences d'évaluer le sébaste canari par rapport aux points de référence conformes au [Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#) (MPO 2009a) et de présenter un avis sur les conséquences de diverses stratégies de récolte sur l'état prévu des stocks. Le présent modèle d'évaluation quantitative des stocks structurée selon l'âge fournit un avis sur la récolte pour les dix prochaines années.

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs des 7 et 8 septembre 2022 portant sur l'évaluation du stock de sébaste canari (*Sebastes pinniger*) de la Colombie-Britannique en 2022. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, dans le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

SOMMAIRE

- L'évaluation des stocks de sébaste canari porte sur une population présente sur toute la côte de la Colombie-Britannique (C.-B.) et récoltée dans deux pêches : une combinant le chalut de fond et le chalut pélagique, et une autre utilisant des engins autres que le chalut. Les captures au chalut de fond sont prédominantes (83 % en poids sur la période de 1996 à 2021), suivies par le chalut pélagique (13 %) et l'hameçon et la ligne (4 %). Les analyses de la biologie et de la répartition n'ont pas permis d'établir l'existence de stocks régionaux distincts pour le sébaste canari.
- Le stock de sébaste canari a été évalué à l'aide d'un modèle annuel des prises selon l'âge à deux sexes, mis en œuvre dans un cadre bayésien pour quantifier les incertitudes entourant les paramètres estimés et dérivés. La plateforme d'analyse qui a été utilisée est la plateforme Stock Synthesis 3 (synthèse des stocks 3) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Un modèle de base qui estimait la mortalité naturelle (M) et la pente (h) correspondait de manière crédible aux données disponibles et a été jugé suffisant pour modéliser la population.
- Cette évaluation des stocks reposait principalement sur six séries sur l'abondance du sébaste canari découlant de relevés indépendants de la pêche et sur une série sur l'abondance des captures par unité d'effort (CPUE). Bien que les séries d'abondance des relevés du sébaste canari présentaient de grandes erreurs relatives, elles ne contredisaient pas les séries de l'indice des CPUE commerciales. De plus, les données de fréquence d'âge de la pêche commerciale au chalut (36 ans) et de trois séries de relevés (23 ans) ont été utilisées.
- La biomasse reproductrice femelle médiane (avec les 5^e et 95^e centiles) au début de 2023 (B_{2023}) a été estimée à 0,78 (0,57, 1,05) de la biomasse reproductrice femelle non exploitée à l'équilibre (B_0). En outre, la valeur de B_{2023} a été estimée à 3,04 (1,92-4,89) fois la biomasse reproductrice à l'équilibre au rendement maximal durable, B_{RMD} .
- Il y avait une probabilité estimée de 1 que $B_{2023} > 0,4B_{RMD}$ et une probabilité de 1 que $B_{2023} > 0,8 B_{RMD}$ (c'est-à-dire qu'elle se trouve dans la zone saine). La probabilité que le taux d'exploitation de 2022 soit inférieur à celui qui est associé au RMD s'établissait à 1 pour les pêches commerciales combinées.
- L'avis aux gestionnaires a été présenté sous la forme de tableaux de décision fondés sur les points de référence proposés établis selon le [Cadre décisionnel pour les pêches](#)

[intégrant l'approche de précaution](#) du MPO (MPO 2009a). Les tableaux de décision fournissaient des projections sur 10 ans pour un éventail de prises constantes allant jusqu'à 2 000 tonnes/an. La moyenne récente des captures sur cinq ans (2017-2021) était de 789 t.

- On prévoit que les stocks de sébastes canaris demeureront au-dessus du point de référence limite ($PRL, 0,4B_{RMD}$) et du point de référence supérieur du stock ($PRS, 0,8B_{RMD}$) avec une probabilité de plus de 0,99 dans les 10 prochaines années à un niveau de prises $\leq 1\,500$ t/an. On a prédit que des prises $\leq 1\,250$ t/an permettront de maintenir le taux de récolte sous la limite (u_{RMD}) dans 10 ans, avec une probabilité de plus de 95 %.
- Il n'est pas certain que les points de référence soient pertinents pour les espèces à grande longévité et à faible productivité. L'avis relatif aux points de référence du RMD a été jugé approprié pour le sébaste canari; toutefois, d'autres paramètres de référence B_0 ont été présentés dans le document d'évaluation.
- Il est recommandé de procéder à une réévaluation complète des stocks d'ici 10 ans, sous réserve de la disponibilité de nouveaux renseignements. Entre-temps, il est possible de faire le suivi de la tendance de l'abondance à l'aide des CPUE de la pêche commerciale et, de façon moins fiable (en raison de l'erreur relative élevée), des relevés indépendants de la pêche utilisés dans la présente évaluation des stocks.

INTRODUCTION

Le sébaste canari (*Sebastes pinniger*) est présent du golfe de l'Alaska vers le sud jusqu'au nord de la Basse-Californie, généralement à des profondeurs comprises entre 100 et 230 m. En Colombie-Britannique (C.-B.), la zone apparente de concentration la plus élevée se trouve sur la côte ouest de l'île de Vancouver, en particulier dans la partie nord de la côte ouest (zones 3D et 3C de la CPMP dans la Figure 1), mais les prises sont également relativement élevées dans le bassin de la Reine-Charlotte (zones 5A et 5B de la CPMP dans la Figure 1). Cette espèce est également présente à l'extrémité supérieure de l'île Graham, mais la topographie du fond dans cette zone empêche le chalutage à des profondeurs inférieures à 180 mètres.

En 2007, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné la population côtière de sébaste canari en Colombie-Britannique comme « menacée ». La principale preuve citée pour cette évaluation était un déclin de 86 % sur 30 ans observé dans le relevé de la crevette sur la côte ouest de l'île de Vancouver et le relevé triennal du US National Marine Fisheries Service (NMFS). En 2007, la population de sébaste canari de toute la côte a été modélisée en utilisant une valeur fixe de $M=0,06$ pour les mâles et les femelles jusqu'à l'âge de 14 ans, après quoi la valeur de M pour les femelles augmentait à 0,12 (Stanley *et al.* 2009). La pente h a été fixée à des valeurs contrastées (0,55, 0,7). L'évaluation des stocks de 2007 a conclu que la population se trouvait dans la « zone de prudence » du MPO (c.-à-d. $0,4B_{RMD} \leq B_{2007} < 0,8B_{RMD}$). Cette évaluation des stocks a été mise à jour en 2009 à l'aide de trois autres années de données sur les prises et des observations de trois autres relevés au chalut (MPO, 2009b). Cette mise à jour comprenait une simulation supplémentaire qui a estimé h (médiane = 0,79) en utilisant un a priori basé sur un examen de 2010 des estimations des paramètres de pente du sébaste de la côte ouest. L'évaluation actualisée de 2009 a conclu que l'état du stock de sébaste canari se situait dans la « zone saine » du MPO ($B_{2009} \geq 0,8B_{RMD}$) pour les modèles présentant les valeurs de pente les plus élevées (et considérées comme plus réalistes).

En 2011, la décision a été prise de [ne pas inscrire le sébaste canari](#) à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Même si le MPO a continué de gérer cette espèce en vertu de la [Loi sur les pêches](#), des mesures visant à répondre aux préoccupations à l'égard de la conservation

ont été décrites dans le décret de non-inscription ([TR/2011-56 6 juillet 2011](#)). En 2019, le [projet de loi-C-68](#) a été adopté afin de modifier la *Loi sur les pêches* par l'introduction de dispositions sur les stocks de poisson, ce qui a entraîné un examen national des quelque 180 stocks visés par des études sur la durabilité dans le but d'inclure la majorité de ces stocks dans la réglementation au cours des cinq prochaines années. Le sébaste canari est l'un des 18 stocks de poisson de fond de la région du Pacifique dont la prescription est envisagée en vertu du règlement.

La présente évaluation couvre toute la côte extérieure de la Colombie-Britannique, y compris les zones principales (3CD et 5ABCDE, Figure 1) de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (PMFC). Les données biologiques disponibles ont été examinées pour obtenir des preuves de la séparation des stocks entre trois régions : nord (5DE), centre (5ABC) et sud (3CD). La division entre la région 5DE et les régions plus au sud a déjà montré des différences de taille ou de taux de croissance dans d'autres populations de poissons de la Colombie-Britannique. Bien que certaines différences (croissance, taille et composition selon le type d'engin) aient été relevées entre les régions, elles étaient généralement légères et pas toujours uniformes d'une année à l'autre, d'un sexe à l'autre ou d'un type d'engin à l'autre. De plus, les données sur le sébaste canari de la zone 5DE étaient rares et cette partie de la côte ne représentait qu'une proportion relativement faible des prises (moyenne de 3,5 % de 1996 à 2021). C'est pourquoi les auteurs ont choisi de reprendre l'hypothèse d'un stock unique de Stanley et ses collaborateurs (2009).

ÉVALUATION

L'évaluation du stock a utilisé la plateforme Stock Synthesis 3 (SS3, Methot et Wetzel 2013) pour reconstituer les prises de sébaste canari à l'aide d'un modèle de prise annuelle selon l'âge, adapté à six séries de relevés au chalut indépendants de la pêche, à une série de CPUE au chalut de fond, à des estimations annuelles de prises commerciales (Figure 2) depuis 1935, et à des données de composition selon l'âge provenant de séries de relevés (23 ans de données de trois relevés) et de la pêche commerciale (36 ans de données). Le modèle partait d'un état d'équilibre présumé en 1935, et les données de relevés couvraient la période de 1967 à 2021 (bien que toutes les années ne soient pas représentées); la série sur les CPUE a fourni un indice annuel de 1996 à 2021.

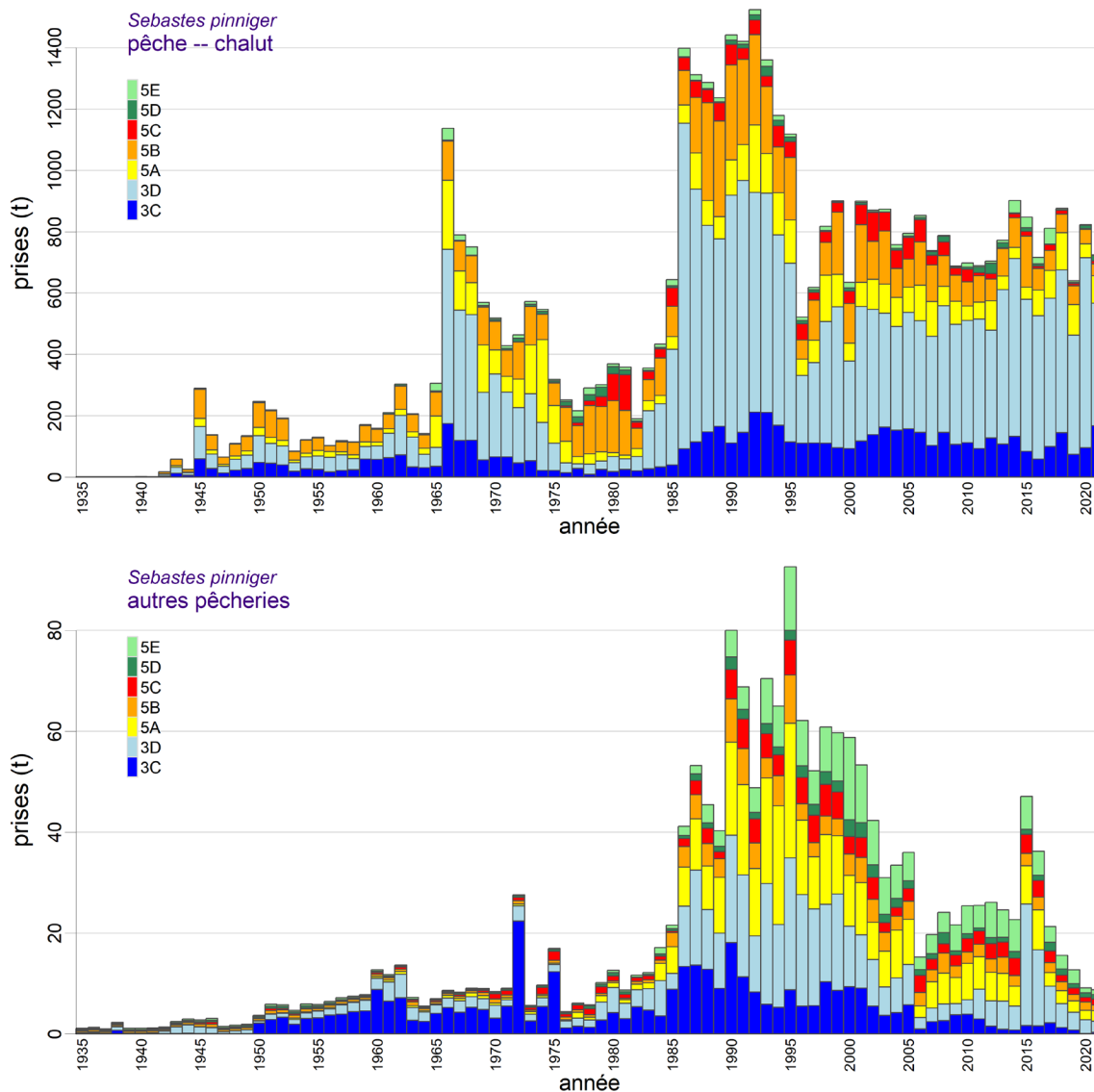


Figure 2. Reconstitution des prises de sébaste canari de 1935 à 2021 utilisées dans le modèle d'évaluation du stock. Les prises pour 2022 ont été fixées à 780 t d'après les commentaires de l'industrie, et réparties en 767 t pour la pêche au chalut et 13 t pour les autres pêches.

Dans cette évaluation, une distribution multinomiale de Dirichlet (DM) a été utilisée pour ajuster les données de fréquence d'âge; il s'agit d'une méthode basée sur un modèle qui permet d'estimer la taille effective d'un échantillon (Thorson *et al.* 2017). Cette distribution intègre un paramètre supplémentaire par « flottille », qui régit le rapport entre la taille nominale de l'échantillon (« entrée ») et la taille réelle de l'échantillon (« sortie ») pour chaque ensemble de données de composition, ce qui permet de réaliser la pondération dans le cadre de la procédure d'estimation. Dans les évaluations précédentes, la pondération des données de composition a été réalisée soit par la méthode de l'âge moyen de Francis (2011), soit par la méthode de la moyenne harmonique de McAllister et Ianelli (1997; voir aussi Methot *et al.* 2021). L'utilisation de la DM dans SS3 s'est avérée utile pour cette espèce, bien qu'elle ait échoué pour l'évaluation du sébaste à bouche jaune de 2021 (Starr et Haigh 2022). L'un des défauts de la

méthode DM est son incapacité à mettre à l'échelle des tailles d'échantillon supérieures à celles fournies.

Le modèle à deux sexes a été mis en œuvre dans un cadre bayésien (à l'aide de la procédure d'échantillonnage « sans retour » de Monte Carlo par chaîne de Markov [MCMC]) pour estimer un modèle de base qui fixe les mortalités naturelles distinctes pour chaque sexe et le paramètre de pente stock-recrutement. Ce modèle a également estimé le recrutement moyen (d'après les déviations annuelles des classes d'âge sur la période 1950-2012) et les sélectivités pour les trois relevés avec des données de composition par âge et la flotte de chalutiers commerciaux. Les sélectivités ont été fixées pour les trois autres relevés et pour la pêche commerciale « autre ». Quatorze exécutions de sensibilité ont été réalisées par rapport au modèle de base afin de tester l'effet des autres hypothèses du modèle.

Le modèle de base a été utilisé pour calculer une distribution du rendement maximal durable (RMD) et d'autres points de référence qui incorporaient l'incertitude combinée associée aux paramètres primaires estimés, après pondération de la CPUE commerciale par l'ajout de l'erreur de processus déterminée au moyen d'une analyse de lissage. Des projections sur 10 ans ont été effectuées sur le modèle de base pour une gamme de prises constantes afin d'estimer les probabilités de dépassement des points de référence. L'avis aux gestionnaires a été présenté sous forme d'ensembles de tableaux de décision qui indiquaient les probabilités de dépasser les points de référence (selon l'approche de précaution de 2009 du MPO : $0,4B_{\text{RMD}}$; $0,8B_{\text{RMD}}$) et de rester en deçà du taux de récolte au RMD (u_{RMD}) de 2023 à 2032 pour une gamme de prises constantes.

La Figure 3 montre la biomasse reproductrice annuelle estimée (femelles matures uniquement) par rapport à la biomasse reproductrice au RMD pour le stock de sébaste canari de toute la côte, estimée par le modèle de base, avec une trajectoire de la biomasse en déclin de 1935 à 1995. L'année 1996 a marqué l'introduction du programme de présence d'observateurs en mer à 100 %, suivie de la mise en œuvre d'un système de quotas individuels de bateau en 1997. La biomasse, à partir de 1996, a cessé de diminuer et, à partir du début des années 2000, a commencé à augmenter.

Le recrutement des poissons d'âge 0 est relativement constant d'une année à l'autre, les quatre principales années de recrutement étant 2010, 2003, 2014 et 2006 (Figure 4). La trajectoire de population du modèle de base, couvrant la période de 1935 à 2023, a donné une estimation de la biomasse reproductrice médiane B_t de 13 908, 10 760, et 11 010 tonnes pour les années $t = 1935$, 2023 et 2033 respectivement (en supposant une prise constante de 750 t/an). La biomasse médiane du stock restera supérieure au PRS pendant les 10 prochaines années si les prises annuelles sont égales à toutes les prises utilisées dans les projections pour ce paramètre (Figure 3). Les taux d'exploitation sont restés largement inférieurs à u_{MRD} pendant la majeure partie de l'histoire de la pêche (Figure 4).

Le RMD médian à l'équilibre estimé (avec les 5^e et 95^e centiles) était de 1 305 tonnes (948, 1 886), comparé aux prises moyennes des cinq dernières années (2017-2021) de 789 tonnes (Tableau 1). La biomasse reproductrice de début d'année estimée en 2023 (B_{2023}) par rapport à la biomasse non exploitée à l'équilibre, B_{2023}/B_0 est de 0,78 (0,57, 1,05), et par rapport à la biomasse reproductrice à l'équilibre qui soutiendrait le RMD, B_{2023}/B_{RMD} est de 3,04 (1,92, 4,87). Le taux d'exploitation médian en 2022 était faible à 0,022 (0,013, 0,032, Tableau 1). Le taux d'exploitation estimé pour l'année en cours par rapport à celui du RMD était de $u_{2022}/u_{\text{RMD}} = 0,27$ (0,15, 0,47) pour la pêche commerciale (Figure 5, Tableau 1).

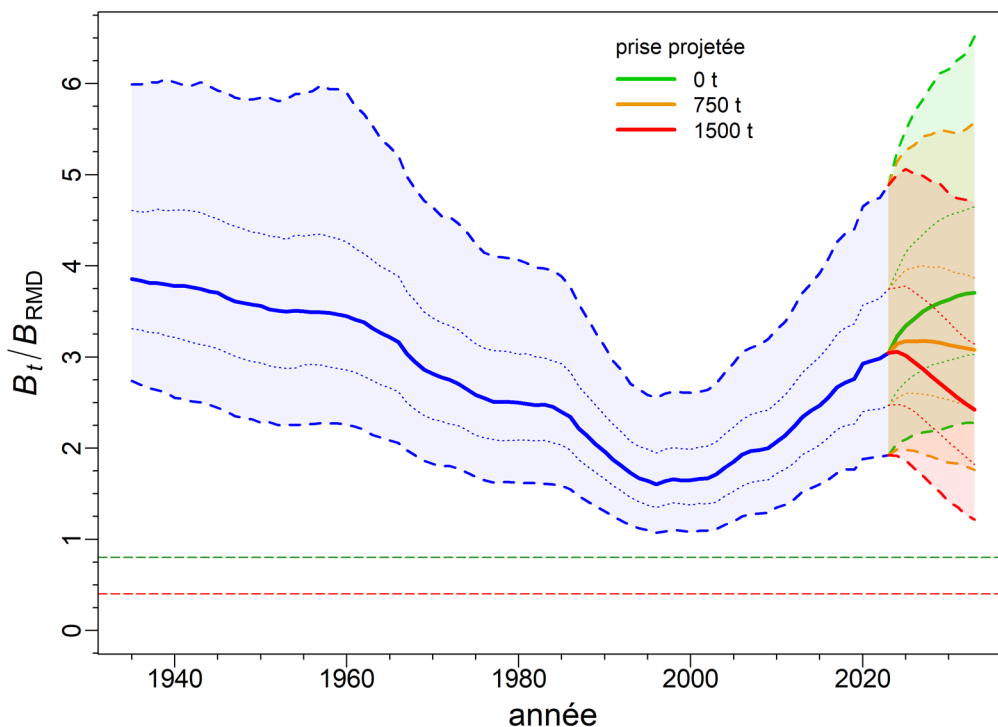


Figure 3. Estimations de la biomasse reproductrice B_t par rapport à B_{RMD} à partir des distributions a posteriori du modèle (2 000 échantillons) du modèle de base pour le sébaste canari. La trajectoire médiane de la biomasse est représentée par une courbe pleine entourée d'une enveloppe de crédibilité à 90 % (quantiles : 0,05; 0,95) en bleu et délimitée par des lignes tiretées pour les années $t = 1935-2023$; la biomasse projetée en utilisant des prises constantes figure en vert (pas de prises), en orange (750 t/an) et en rouge (1 500 t/an) pour les années $t = 2024-2033$ (10 ans). L'intervalle de crédibilité à 50 % (quantiles : 0,25-0,75) est également représenté par des lignes en pointillés.

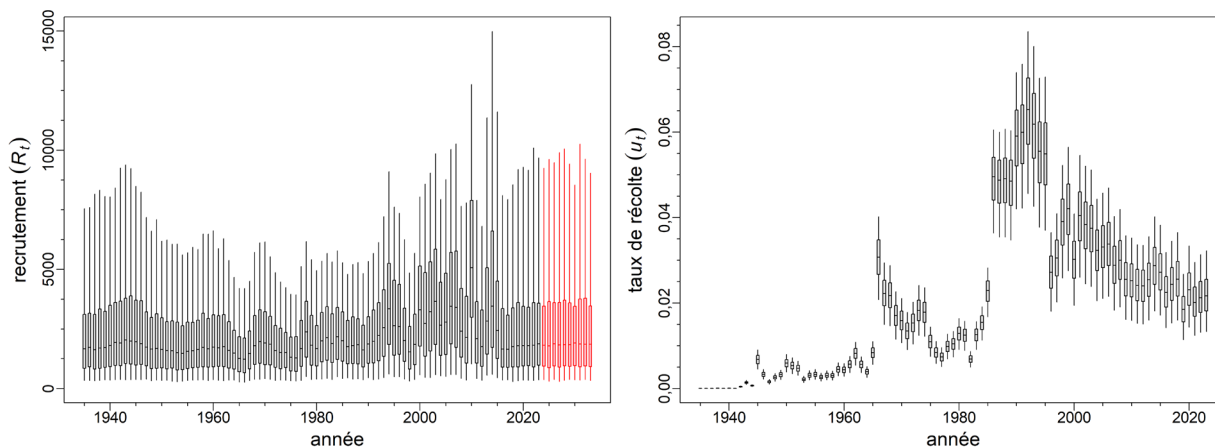


Figure 4. Modèle de base : distributions marginales a posteriori du recrutement annuel (poissons d'âge 0, à gauche, y compris le recrutement projeté en rouge) et taux d'exploitation (à droite) pour le sébaste canari. Les diagrammes en boîte montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des résultats de la méthode MCMC.

Tableau 1. Quantiles des quantités obtenues par la méthode MCMC à partir de 2 000 échantillons pour le modèle de base. Définitions : B_0 – biomasse reproductrice à l'équilibre non exploitée (femelles matures à B_{1935}), B_{2023} – biomasse reproductrice au début de 2023, u_{2022} – taux d'exploitation (ratio des prises totales par rapport à la biomasse vulnérable) à la mi-2022, u_{max} – taux d'exploitation maximal (calculé pour chaque échantillon comme étant le taux d'exploitation maximal de 1935 à 2022), B_{RMD} – biomasse reproductrice à l'équilibre au RMD (rendement maximal durable), u_{RMD} – taux d'exploitation à l'équilibre au RMD. Les valeurs de la biomasse (et du rendement maximal durable) sont exprimées en tonnes. Au cours des cinq dernières années (2017 à 2021), les prises moyennes ont été de 775 t pour la pêche au chalut et de 13,5 t pour les « autres » pêches.

Quantité	5 %	25 %	50 %	75 %	95 %
B_0	10 354	12 218	13 908	15 994	20 295
B_{2023}	7 275	9 071	10 761	12 886	17 637
B_{2023}/B_0	0,5703	0,6848	0,7780	0,8757	1,0450
u_{2022}	0,0134	0,0181	0,0217	0,0256	0,0323
u_{max}	0,0456	0,0572	0,0653	0,0727	0,0836
RMD	948	1 152	1 305	1 496	1 886
B_{RMD}	2 149	2 886	3 580	4 475	5 964
$0,4B_{RMD}$	860	1 154	1 432	1 790	2 385
$0,8B_{RMD}$	1 720	2 309	2 864	3 580	4 771
B_{2023}/B_{RMD}	1,9240	2,4680	3,0430	3,7440	4,8860
B_{RMD}/B_0	0,1670	0,2170	0,2593	0,3019	0,3652
u_{RMD}	0,0511	0,0683	0,0812	0,0949	0,1141
u_{2022}/u_{RMD}	0,1514	0,2128	0,2700	0,3419	0,4744

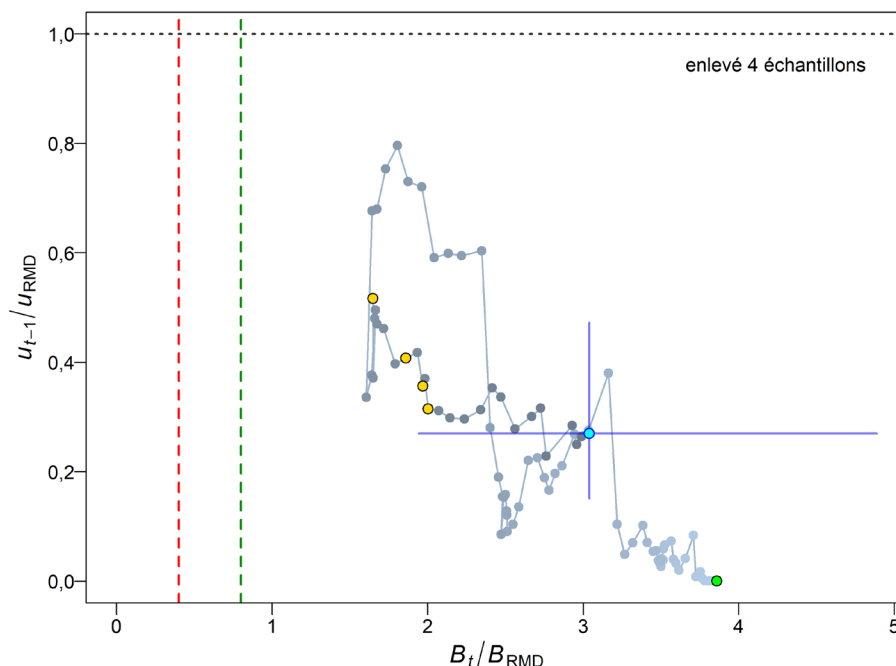


Figure 5. Diagramme de phase dans le temps des médianes des rapports B_t/B_{RMD} (la biomasse reproductrice au début de l'année t par rapport à B_{RMD}) et de la pression de la pêche u_{t-1}/u_{RMD} (représentant le taux d'exploitation au milieu de l'année $t-1$ par rapport à u_{RMD}) pour une pêche (chalut + autre) pour le modèle de base composite du sébaste canari. Le cercle plein vert est l'année de début à l'équilibre (1935). Les années passent ensuite des nuances pâles aux nuances foncées et la dernière année ($t = 2023$) est représentée par un cercle plein cyan; les lignes bleues transversales représentent les quantiles 0,05 et 0,95 des distributions a posteriori pour la dernière année. Les années d'évaluation précédentes (1999, 2005, 2007, 2009) sont indiquées par des cercles dorés. Les lignes tiretées verticales rouges et vertes indiquent le $PRL = 0,4B_{RMD}$ et le $PRS = 0,8B_{RMD}$ provisoires selon l'approche de précaution, et la ligne pointillée horizontale grise indique u_{RMD} . Quatre échantillons MCMC avec u_{RMD} estimé = 0 ont été abandonnés.

Points de référence

La Figure 6 illustre l'état du stock pour les modèles de base du sébaste canari par rapport aux points de référence limite et supérieur du stock provisoires du MPO (2009a), respectivement $0,4B_{RMD}$ et $0,8B_{RMD}$. Ces points de référence de l'AP déterminent la zone critique, la zone de prudence et la zone saine. On estime que la biomasse reproductrice du modèle de base du sébaste canari au début de 2023 est supérieure au point de référence limite (PRL) avec une probabilité $P(B_{2022} > 0,4B_{RMD}) = 1$, et supérieure au point de référence supérieur du stock (PRS) avec une probabilité $P(B_{2022} > 0,8B_{RMD}) = 1$ (c.-à-d. aucune probabilité de se trouver dans la zone de prudence ou la zone critique selon l'ensemble d'échantillons de la méthode MCMC a posteriori).

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 al.* 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. Edwards *et al.* 2012, ministère des Pêches de la Nouvelle-Zélande 2011). Par conséquent, les points de référence de $0,2B_0$ et $0,4B_0$ sont également présentés dans le Tableau 3, mais ils sont présentés à titre d'information plutôt que comme une solution de rechange aux points de référence fondés sur la B_{RMD} précisés par le cadre décisionnel de l'AP du MPO (MPO 2009a). Ces points de référence,

par exemple, 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, $0,8B_{RMD}$) de l'approche de précaution du Cadre pour la pêche durable du MPO, mais aucune biomasse « cible » n'est précisée dans ce dernier.

Une seconde composante du cadre décisionnel de l'AP du MPO (MPO 2009a) concerne la relation entre le taux d'exploitation et le taux qui est associé au RMD dans des conditions d'équilibre (u_{RMD}). La règle précise que le taux d'exploitation ne doit pas dépasser u_{RMD} lorsque le stock se trouve dans la zone saine. Lorsque le stock chute dans la zone de prudence, le taux d'exploitation doit être réduit à un niveau inférieur à u_{RMD} , et le niveau d'exploitation acceptable établi en fonction de l'écart avec le PRS pendant que le stock se trouve dans la zone de prudence. Enfin, lorsque le stock se trouve dans la zone critique, l'exploitation doit être maintenue au plus faible niveau possible. Le diagramme de phase de l'évolution temporelle de la biomasse reproductrice et du taux d'exploitation pour la pêche modélisée dans l'espace RMD (Figure 5) montre que le stock de sébaste canari est dans la zone saine depuis 1935.

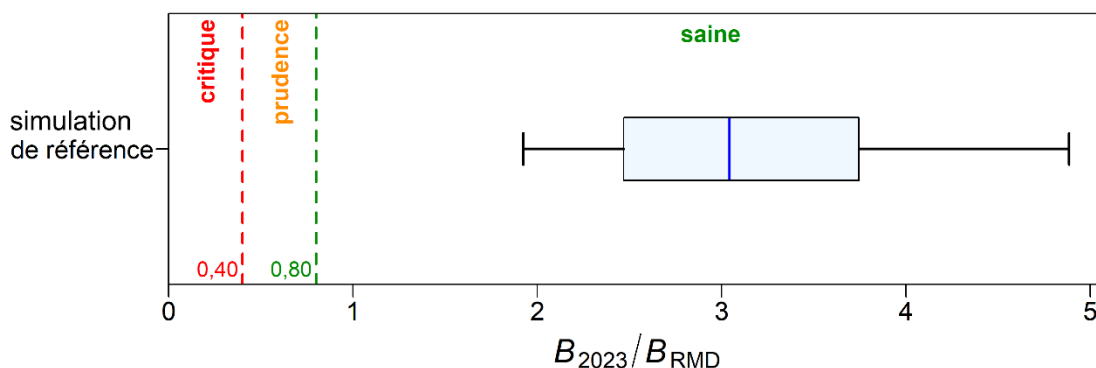


Figure 6. État du stock du modèle de base du sébaste canari par rapport aux points de référence de l'approche de précaution (AP) du MPO, soit $0,4B_{RMD}$ et $0,8B_{RMD}$, pour $t=2023$. Les diagrammes de quartile montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 de la distribution a posteriori de la méthode de MCMC.

Résultats des projections et tableaux de décision

Des projections sur 10 ans, avec la première année en 2024 (indiquée comme la biomasse au début de 2024 – la même que la biomasse à la fin de 2023 dans les tableaux et les figures), ont été établies sur une plage de niveaux de prises constantes (0 à 2 000 tonnes par tranches de 250 t; Tableau 2 et Tableau 3). Cette période a été jugée adéquate pour fournir un avis à l'intention des gestionnaires avant la prochaine évaluation du stock de cette espèce. Il est à noter que l'incertitude des projections augmente avec le nombre d'années de projection. Toutes les projections doivent être traitées avec prudence, mais cela est particulièrement vrai en ce qui concerne les projections au-delà de 10 ans pour les sébastes, car elles supposent que le recrutement varie autour de la moyenne (de 1950 à 2012), alors que la Figure 4 montre que les recrutements historiques du sébaste canari étaient initialement faibles, mais ponctués par des recrutements occasionnels importants après le début des années 1990. Par conséquent, une simple moyenne du recrutement ne constitue pas une représentation exacte du recrutement pour cette espèce (voir le recrutement projeté sur la Figure 4). Toutefois, cette question n'est peut-être pas aussi problématique que pour d'autres espèces du genre *Sebastes* (sébastes) qui ont généralement un faible recrutement annuel entrecoupé de grands pics de recrutement (par exemple, le Bocaccio, *S. paucispinis*). Les projections à court terme (jusqu'à 10 ans)

présentées dans le Tableau 2 sont en grande partie déterminées à partir des classes d'âge estimées durant la reconstruction du modèle et sont plus fiables, particulièrement pour la première moitié de la période de projection.

Les tableaux de décision (Tableau 2 et Tableau 3) donnent les probabilités que la biomasse reproductrice dépasse les points de référence de la biomasse et soit inférieure à u_{RMD} chaque année projetée pour chaque niveau de prises. Ces tableaux supposent que les prises demeureront constantes, sans réduction importante du taux d'exploitation, même si le stock atteint la zone de prudence ou critique. La précision des projections dépend de l'exactitude du modèle. L'incertitude des paramètres est traitée expressément à l'aide d'une approche bayésienne, mais reflète uniquement le modèle précisé et les pondérations attribuées aux diverses composantes de données.

En supposant des prises de 750 tonnes (un niveau proche de la moyenne récente sur 5 ans) chaque année pendant les 10 prochaines années, le Tableau 2 montre qu'un gestionnaire serait certain à plus de 99 % que B_{2028} et B_{2033} seront supérieures au PRL de $0,4B_{RMD}$; à plus de 99 % que B_{2028} et à 99 % que B_{2033} seront supérieures au PRS de $0,8B_{RMD}$; et à 99 % que u_{2028} et u_{2033} seront inférieures à u_{RMD} pour le modèle de base. En général, il revient aux gestionnaires de choisir les niveaux de prises ou de récolte préférentiels (s'ils sont disponibles) en utilisant des niveaux de risque acceptables pour les intervenants. Par exemple, il peut être souhaitable d'être certain à 95 % que B_{2033} sera supérieure à un PRL, alors que le dépassement d'un PRS pourrait nécessiter seulement une probabilité de 50 %. En supposant ce profil de risque, une politique de prises de 2 000 t/an ou moins satisfait à la contrainte du PRL dans le Tableau 2. En supposant que u_{RMD} est un taux d'exploitation cible, seules les politiques autorisant des prises maximales de 1 250 t/an offrent une probabilité supérieure à 95 % que le taux de récolte reste inférieur à u_{RMD} dans 10 ans; la probabilité serait supérieure à 50 % avec des politiques autorisant des prises maximales de 2 000 t/an.

Tableau 2. Tableaux de décision pour les points de référence de l'AP correspondant à $0,4B_{RMD}$, $0,8B_{RMD}$ et u_{RMD} pour l'année en cours (2023) et pour les projections sur 10 ans, pour diverses politiques de prises constantes (en tonnes) selon le modèle de base. Les valeurs sont la probabilité (proportion de 1 996¹ échantillons MCMC avec quatre échantillons abandonnés) 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 $t-1$ soit inférieur au point de référence u_{RMD} . À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2017-2021), les prises moyennes ont été de 789 t.

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

Politique sur les prises	Année de projection (début)											
	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
250	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
750	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 000	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 250	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 750	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99
2 000	1	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99

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

Politique sur les prises	Année de projection (début)											
	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
250	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
750	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 000	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 250	1	1	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	> 0,99
1 750	1	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98	0,98
2 000	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,97	0,95	0,95

$P(u_t < u_{RMD})$

Politique sur les prises	Année de projection (début)											
	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
250	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
750	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1 000	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
1 250	1	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,98	0,97	0,97	0,96	0,96
1 500	1	0,97	0,97	0,96	0,95	0,93	0,92	0,91	0,90	0,88	0,87	0,87
1 750	1	0,93	0,91	0,89	0,87	0,85	0,83	0,81	0,78	0,75	0,73	0,73

¹ Exclusion de quatre échantillons aberrants qui ont généré des erreurs dans les montants projetés.

Politique sur les prises	Année de projection (début)										
	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033
2 000	1	0,86	0,83	0,79	0,77	0,73	0,70	0,66	0,63	0,60	0,57

Tableau 3. Tableaux de décision pour les points de référence $0,2B_0$ et $0,4B_0$ présentés à titre indicatif pour l'année en cours (2023) et pour les projections sur 10 ans, pour diverses politiques de prises constantes (en tonnes) selon le modèle de base. Les valeurs sont la probabilité (proportion de 1 996 échantillons MCMC, avec quatre échantillons abandonnés) que la biomasse reproductrice femelle au début de l'année t soit supérieure aux points de référence B_0 . À titre de référence, au cours des cinq dernières années (2017-2021), les prises moyennes ont été de 789 t.

$P(B_t > 0,2B_0)$

Politique sur les prises	Année de projection (début)										
	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033
0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
250	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
750	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1000	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1250	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99
1750	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99
2000	1	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98	0,96

$P(B_t > 0,4B_0)$

Politique sur les prises	Année de projection (début)										
	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033
0	1	1	1	1	1	1	1	> 0,99	1	1	1
250	1	> 0,99	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1
500	1	> 0,99	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	1	1
750	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
1 000	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,98	0,98
1 250	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,98	0,97	0,96	0,95
1 500	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,98	0,96	0,94	0,92	0,88
1 750	1	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,97	0,95	0,92	0,88	0,84	0,80
2 000	1	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98	0,95	0,91	0,86	0,80	0,76	0,70

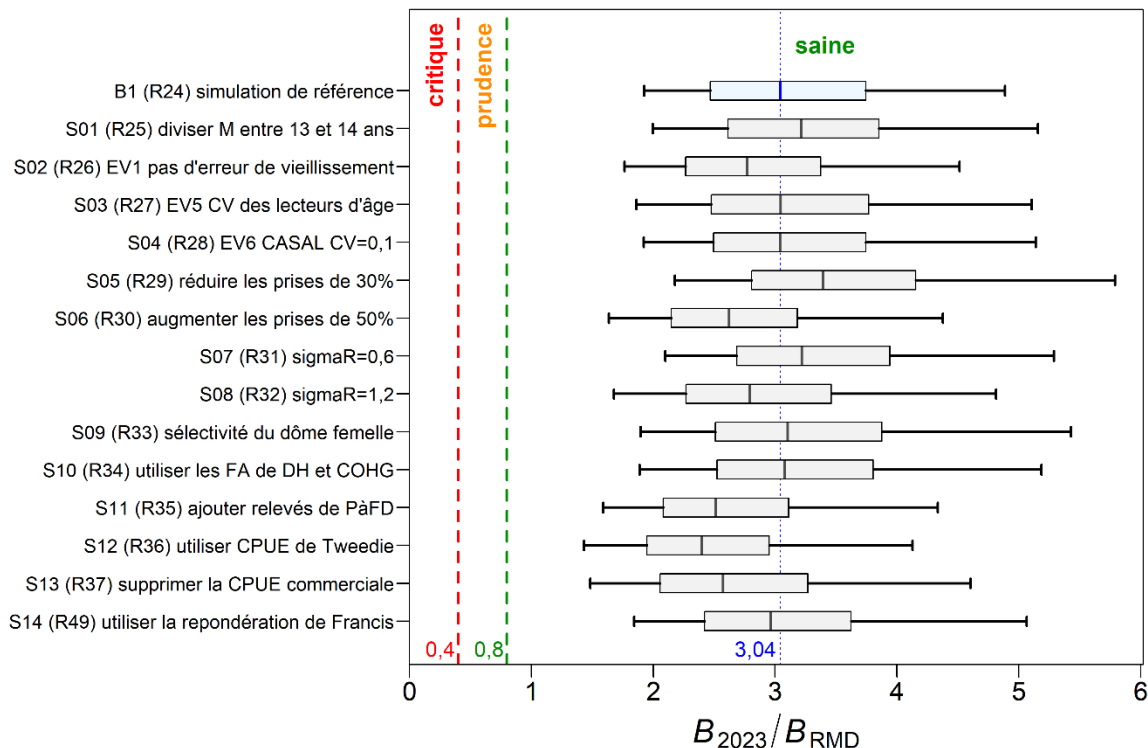


Figure 7. État des stocks associés aux 14 exécutions de sensibilité pour le sébaste canari comparés au modèle de base par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution (AP) du MPO, soit $0,4B_{RMD}$ et $0,8B_{RMD}$ pour $t=2023$. Les diagrammes de quartile montrent les quantiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des distributions a posteriori de la méthode de MCMC. La ligne bleue pointillée verticale représente la médiane du modèle de base.

Sources d'incertitude et exécutions de sensibilité des modèles

Un seul stock spatial de sébaste canari a été identifié le long de la côte de la Colombie-Britannique, d'après des données qui ne révèlent que de légères différences biologiques (longueurs, taux de croissance) entre les types d'engins et les sous-secteurs régionaux, mais cela pourrait changer à mesure que des données s'ajoutent. Une seule pêche au chalut a été modélisée, mais comme les sélectivités peuvent différer entre la pêche au chalut de fond et la pêche au chalut pélagique, il pourrait être nécessaire de modéliser ces pêches séparément dans les évaluations futures du stock. Cependant, il n'était pas possible de séparer ces deux pêches dans la présente évaluation du stock, parce qu'il n'y avait pas suffisamment de données fiables pour le faire. Il est également possible que la sélectivité de la pêche au chalut ait évolué au cours de la période de reconstruction du modèle, ce qui pourrait contribuer à la légère tendance à la hausse du recrutement que l'on peut observer dans la Figure 4 (panneau de gauche). Toutefois, cette question pourra être mieux explorée dans la prochaine évaluation du stock de sébaste canari.

L'incertitude associée aux paramètres estimés est expressément traitée au moyen d'une approche bayésienne; des intervalles de crédibilité et des probabilités sont fournis pour toutes les quantités d'intérêt. Ces intervalles et probabilités ne sont valides que pour ce modèle particulier en utilisant les pondérations associées aux différentes composantes de données qui composent le modèle de base. L'approche bayésienne s'appuie également sur la certitude antérieure entourant chacun des paramètres d'entrée.

L'incertitude structurelle dans cette évaluation du stock a été traitée au moyen de 14 exécutions de sensibilité, toutes menées au niveau MCMC, qui ont exploré d'autres solutions plausibles aux hypothèses faites dans le modèle de base (Tableau 4). Aucune de ces exécutions ne contredit les conclusions du modèle de base. En outre, l'incertitude MCMC du modèle de base englobe une grande partie de l'incertitude MCMC estimée pour ces exécutions de sensibilité (voir par exemple la Figure 7).

Les auteurs ont noté que la mortalité naturelle (M) était une incertitude clé pour cette espèce, surtout lorsqu'elle semble différer entre les deux sexes. Cette espèce présente une divergence dans la M apparente pour les mâles par rapport aux femelles, ce qui peut être vu dans les distributions d'âge, où il y a une longue queue de mâles après 60 ans, mais les femelles sont presque absentes à partir de 40 ans. La précédente évaluation du stock de sébaste canari de la Colombie-Britannique a abordé cette question en émettant l'hypothèse que la M des femelles doublait à l'âge de 14 ans (Stanley *et al.* 2009). La plus récente évaluation du stock de sébaste canari des États-Unis (Thorson et Wetzel, 2016) a adopté une approche semblable en supposant que la M des femelles augmente par rapport à la M des mâles, également à l'âge de 14 ans.

Tableau 4. Exécutions de sensibilité utilisées pour tester des hypothèses du modèle de base. Toutes les exécutions de sensibilité ont été soumises à la méthode MCMC pour générer 2 000 échantillons qui ont été utilisés pour générer des distributions a posteriori pour tous les paramètres estimés.

Exécution de sensibilité	Description
S01	25 diviser M entre les âges 13 et 14 pour l'estimation de M pour les poissons jeunes et matures
S02	26 n'appliquer aucune correction d'erreur de détermination de l'âge
S03	27 utiliser une erreur de détermination de l'âge lissée à partir des CV associés aux lecteurs d'âge
S04	28 utiliser une erreur de détermination de l'âge à CV constant (CV = 10 %)
S05	29 réduire les prises commerciales (1965 à 1995; étrangères + canadiennes non observées) de 30 %
S06	30 augmenter les prises commerciales (1965 à 1995; étrangères + canadiennes non observées) de 50 %
S07	31 réduire σ_R à 0,6 au lieu de 0,9
S08	32 augmenter σ_R à 1,2 au lieu de 0,9
S09	33 utiliser une sélectivité des femelles en forme de dôme
S10	34 utiliser les données de fréquence d'âge des relevés synoptiques dans le détroit d'Hécate et la côte ouest de Haida Gwaii
S11	35 ajouter les relevés à la palangre sur fond dur (nord et sud)
S12	36 utiliser la CPUE ajustée par la distribution de Tweedie
S13	37 supprimer les séries de CPUE commerciales
S14	49 utiliser la repondération de Francis en fonction de l'âge moyen au lieu d'utiliser la distribution multinomiale de Dirichlet

Cette évaluation du stock a utilisé trois approches pour étudier le problème de la différence touchant la M des femelles dans cette population.

- L'approche utilisée dans le modèle de base consistait à estimer des valeurs distinctes de M pour chaque sexe tout en ne permettant pas aux fonctions de sélectivité d'avoir des membres descendants à droite. C'est-à-dire que tous les poissons sont restés entièrement sélectionnés par la pêche ou le relevé une fois que la sélectivité maximale a été atteinte. Ce scénario a permis d'estimer la médiane de M des mâles à 0,065 et la médiane de M des femelles à 0,093.

- L'exécution de sensibilité S01 a imité l'approche utilisée par les évaluations des stocks de la Colombie-Britannique de 2007 et 2009 en estimant des valeurs distinctes de M pour les mâles et les femelles en fonction de l'âge, la première estimation étant appliquée aux âges inférieurs ou égaux à 13 ans (jeunes poissons) et la seconde aux âges de 14 ans et plus (poissons matures)². La M des mâles matures a été estimée à 0,069 (médiane), passant d'une estimation médiane de 0,054 pour les jeunes mâles, ce qui indique que les données de fréquence d'âge (FA) soutiennent des valeurs similaires (et faibles) de M pour les deux tranches d'âge de mâles. L'estimation de la M des femelles matures est passée d'une médiane de 0,061 pour les jeunes femelles à 0,145, ce qui est similaire aux valeurs fixes supposées (0,06 et 0,12) utilisées dans les évaluations du stock du sébaste canari de la Colombie-Britannique de 2007 et 2009.
- Enfin, l'exécution de sensibilité S09 a estimé des valeurs uniques de M pour chaque sexe tout en permettant aux membres de droite des sélectivités de la pêche et de relevé de descendre pour les femelles, créant ainsi une population cryptique de femelles matures présentant une vulnérabilité réduite pour les femelles plus âgées et offrant une autre explication à l'absence de femelles plus âgées dans les distributions selon l'âge. Cette approche a bien fonctionné, les fonctions de sélectivité estimées montrant des membres de droite descendants prononcés pour la pêche au chalut et pour cinq des relevés, tout en estimant la médiane de M à 0,069 pour les mâles et à 0,086 pour les femelles.

L'exécution 24 a été choisie comme modèle de base parce qu'elle correspondait bien aux données FA disponibles et nécessitait le moins d'hypothèses. Les exécutions S01 et S09 s'adaptent marginalement mieux aux données FA, mais sont moins parcimonieuses quant au nombre de paramètres estimés que celles utilisées par le modèle de base. Alors que les trois exécutions se situaient bien dans la zone saine (Figure 7), le modèle de base présentait l'épuisement du stock estimé le plus faible parmi les trois autres exécutions (Figure 8), son estimation médiane de B_{2023}/B_0 étant égale à 0,78 alors que les estimations médianes pour le même rapport étaient de 0,94 pour S01 et 0,84 pour S09.

L'utilisation des CPUE commerciales comme indice d'abondance a été évitée dans certaines évaluations des stocks de sébaste de la Colombie-Britannique, principalement en raison des biais potentiels qui pourraient résulter des changements dans le comportement des navires qui ne reflètent pas l'abondance du stock. Cependant, les CPUE fondées sur les prises accessoires des espèces évaluées dans la pêche au chalut en Colombie-Britannique ont été utilisées dans plusieurs évaluations récentes des stocks de sébaste (p. ex. bocaccio, veuve, *S. entomelas*; à raie rouge, *S. proriger*). Le sébaste canari est parfois une espèce cible ainsi qu'une espèce faisant l'objet de prises accessoires, mais il est plus probable qu'elle soit prise en même temps que d'autres espèces de sébastes et de poissons de fond. Les modèles de CPUE incluent l'incidence des traits nuls ainsi que les traits qui ont capturé l'espèce, ce qui améliore la capacité du modèle à suivre l'abondance. En général, on peut être sûr que les traits de chalutage nuls ont été raisonnablement bien enregistrés grâce au niveau élevé de couverture par les observateurs dans la pêche au chalut de la Colombie-Britannique, au moins jusqu'en 2020. Cependant, le passage à la surveillance électronique résultant de l'arrêt du programme d'observation en mer en raison des inquiétudes liées à la pandémie de COVID-19 peut avoir modifié la déclaration des traits nuls. On ne sait pas quelle incidence ce changement a eue sur

²La plateforme SS3 n'a pas permis d'estimer un seul paramètre de M pour les mâles tout en estimant deux paramètres de M pour les femelles. Par conséquent, un second paramètre de M a été estimé pour chaque sexe.

la déclaration des remorquages nuls, laquelle pourrait s'être améliorée étant donné que tous les sébastes capturés doivent maintenant être conservés.

Deux exécutions relatives aux CPUE ont été incluses dans la série d'exécutions de sensibilité du sébaste canari :

- L'exécution de sensibilité S13 faisait abstraction de la série de CPUE et a estimé une taille de stock d'environ 8 % inférieure à celle du modèle de base. Puisque la série des prises est la même pour les deux modèles, l'épuisement du stock pour S13 était plus faible que pour le modèle de base, l'estimation médiane de B_{2023}/B_0 passant de 0,78 pour le modèle de base à 0,67 pour S13 (Figure 8).
- L'exécution de sensibilité S12 substituait une série de CPUE en fonction d'une distribution Tweedie, une distribution unique émulant une distribution composée Poisson-Gamma (Anderson *et al.* 2019). Cette série de CPUE différait de la série delta-lognormale utilisée dans le modèle de base, les dernières années se terminant à un niveau relativement plus bas pour la série Tweedie. Ces différences peuvent être dues à des différences dans la procédure de sélection des données; en outre, le modèle Tweedie traite différemment les observations de prises nulles. Une deuxième série de Tweedie, qui comprenait un terme d'interaction année-lieu plus proche de la série de CPUE delta-lognormale, était également disponible. La série qui n'utilisait pas ce terme d'interaction a été utilisée, car elle présentait le plus grand contraste avec la série delta-lognormale. L'exécution de sensibilité S12 a estimé une taille de stock inférieure d'environ 8 % à celle de l'exécution de base et une estimation de l'épuisement du stock encore plus faible que celle de l'exécution de sensibilité S13. L'estimation médiane de B_{2023}/B_0 est passée de 0,78 pour le modèle de base à 0,63 pour S12. Cette exécution était la plus pessimiste de toutes les exécutions de sensibilité (Figure 8).

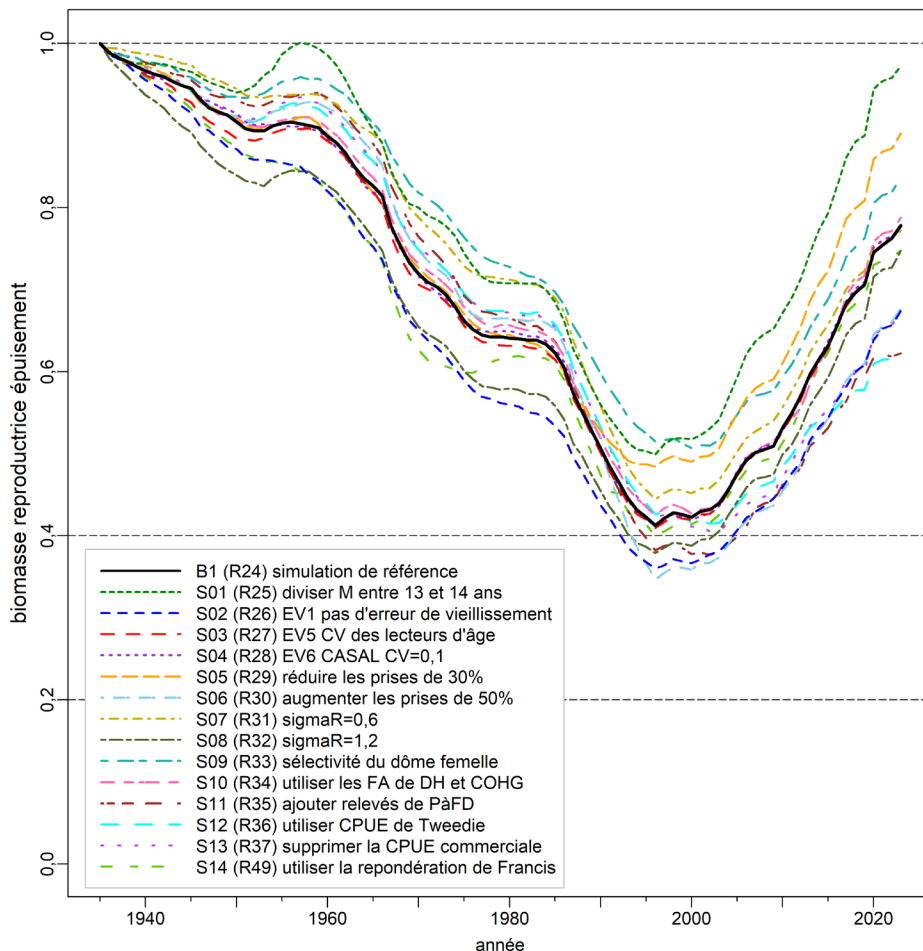


Figure 8. Trajectoires du modèle de la biomasse reproductrice médiane en tant que proportion de la biomasse d'équilibre non exploitée (B/B_0) pour l'exécution de base du modèle de base composite et 14 exécutions de sensibilité. Les lignes horizontales en pointillés indiquent les points de référence utilisés par d'autres instances : $0,2B_0$, $0,4B_0$, et B_0 .

L'ajout de la série de relevés sur la pêche à la palangre sur fond dur (HBLL) au modèle (S11) a également donné lieu à une exécution plus pessimiste, l'estimation médiane de B_{2023}/B_0 passant de 0,78 pour B1 à 0,62 pour S11. Cependant, ces relevés ne permettent pas de surveiller l'ensemble de la gamme spatiale de la population de sébaste canari et se déroulent dans des eaux moins profondes et sur des récifs rocheux, des zones non exploitées par la pêche au chalut. Ces relevés semblent omettre les petits juvéniles en raison de la grande taille des hameçons utilisés, et ne capturent pas les adultes plus grands/âgés parce que ces poissons se déplacent des eaux peu profondes vers les eaux plus profondes exploitées par la flotte de chalutiers.

Plus d'efforts ont été consacrés à l'étude des répercussions de l'erreur de détermination de l'âge dans cette évaluation du stock que dans les évaluations précédentes du sébaste, avec trois exécutions de sensibilité traitant de cette question en plus du modèle de base. L'erreur de détermination de l'âge a été introduite dans tous les modèles (à l'exception du modèle qui faisait abstraction de l'erreur de détermination de l'âge) en utilisant une fonction lissée plutôt que l'information très variable fondée sur les observations individuelles à chaque âge.

- Le modèle de base a utilisé une série d'erreurs de détermination de l'âge (AE3) qui résulte d'une fonction d'écart-types (ET) lissés dérivés des coefficients de variation (CV) de la longueur à l'âge. Cette fonction se superpose à la série AE5 (voir le point suivant) jusqu'à l'âge de 20 ans, puis reste élevée jusqu'à 60 ans.
- L'exécution de sensibilité S03 a mis en œuvre la série AE5 (ET lissé dérivé des CV associés aux erreurs de lecture) qui s'est éloignée de la série AE3, atteignant zéro autour de l'âge de 60 ans. Les estimations de l'état des stocks générées par cette exécution étaient presque identiques à celles du modèle de base, les estimations médianes pour B_0 , B_{2023} et B_{2023}/B_0 étant les mêmes que pour le modèle de base.
- L'exécution de sensibilité S04 a mis en œuvre une erreur constante de 10 % à tous les âges. Les estimations de l'état du stock issues de cette exécution étaient également similaires à celles du modèle de base, avec des estimations médianes très similaires pour B_0 , B_{2023} et B_{2023}/B_0 par rapport au modèle de base.
- L'exécution de sensibilité S02 a entièrement supprimé l'erreur de détermination de l'âge. Cette exécution a divergé du modèle de base, avec B_0 estimée à 27 % supérieure au modèle de base et B_{2023} était 10 % supérieure au modèle de base tandis que B_{2023}/B_0 a chuté à la médiane 0,67 par rapport à la médiane du modèle de base de 0,78.

Alors que S02 (sans erreur de détermination de l'âge) divergeait du modèle de base, les exécutions qui appliquaient l'erreur de détermination de l'âge ont toutes donné des estimations similaires de l'état du stock, peut-être en raison des écarts-types similaires pour les âges plus jeunes (< 25 ans). Toutefois, même l'exécution « sans erreur de détermination de l'âge » n'a pas modifié de manière significative les conseils, ces exécutions étant toutes estimées comme se situant bien dans la zone saine.

L'augmentation (S08) ou la diminution (S07) de l'écart-type des résidus de recrutement (σ_R) a eu une incidence sur l'estimation de B_0 , où l'estimation médiane a augmenté de 13 % pour S08 et diminué de 11 % pour S07. Cependant, les estimations de B_{2023}/B_0 étaient similaires à celles du modèle de base, avec une estimation médiane de 0,77 pour S07 et de 0,75 pour S08 par rapport à l'estimation médiane du modèle de base de 0,78.

L'exécution de sensibilité S14, qui émulait le modèle de base, mais utilisait la procédure de pondération de Francis (2011) [plutôt que Dirichlet-multinomiale] pour les fréquences d'âge, donne une médiane légèrement inférieure pour B_{2023}/B_0 (0,748 contre 0,754). La distribution de B_{2023}/B_{MSY} était également légèrement inférieure pour cette exécution (Figure 7). Ces différences sont faibles, ce qui indique que les résultats de l'évaluation du stock semblent être relativement insensibles à la procédure de pondération utilisée pour les données de fréquence d'âge.

Considérations liées à l'écosystème et aux changements climatiques

Les gestionnaires des pêches du poisson de fond du MPO ont travaillé en consultation avec le secteur des sciences, l'industrie et des organisations non gouvernementales pour mettre en œuvre des mesures dans la pêche commerciale au chalut afin de protéger l'habitat de fond, de favoriser la biodiversité et d'assurer la durabilité de cette pêche. Ces mesures, décrites ci-après, profiteront à toutes les espèces touchées par cette pêche.

En 2012, des mesures ont été prises pour réduire et gérer les prises accessoires de coraux et d'éponges dans les pêches au chalut de fond de la Colombie-Britannique. Elles avaient été élaborées conjointement par l'industrie et des organisations non gouvernementales de l'environnement et comprennent la limitation de l'empreinte des activités de chalutage par le fond dans la pêche du poisson de fond, afin d'en gérer les effets sur des composantes

importantes de l'écosystème telles que les coraux et les éponges; l'établissement d'une limite pour les prises accessoires combinées de coraux et d'éponges, à des fins de conservation; l'établissement d'un protocole en cas de rencontre de coraux et d'éponges. Ces mesures limitent également l'accès des chaluts de fond à moins de la moitié de l'habitat benthique disponible (stratifié par superficie et profondeur) sur la côte de la Colombie-Britannique. Elles ont été incluses dans le [Plan de gestion intégrée des pêches](#) du poisson de fond de la région du Pacifique du MPO.

Afin d'atténuer davantage le risque pour l'écosystème, toutes les pêches commerciales du poisson de fond en Colombie-Britannique sont assujetties aux mesures de gestion suivantes : surveillance³ en mer de 100 %, vérifications à quai de 100 %, responsabilisation des navires pour toutes les prises retenues et relâchées, quotas individuels transférables et réallocation de ces quotas entre les navires et les pêches afin de couvrir les prises d'espèces non ciblées (voir le plan de gestion précédemment mentionné). Ces mesures garantissent une bonne surveillance des effets sur les espèces non ciblées, les espèces en voie de disparition, menacées et protégées, et les composantes de l'habitat biogénique (coraux et éponges).

En plus de surveiller l'écosystème dépendant de la pêche et les activités de pêche, le MPO, en collaboration avec des partenaires de l'industrie, effectue tous les deux ans une série de relevés à stratification aléatoire de la profondeur, indépendants de la pêche (à l'aide de chaluts de fond, de lignes démersales et de trappes), qui offrent une couverture exhaustive de la plupart des milieux benthiques hauturiers, entre 50 et 500 m de profondeur. Cette série de relevés fournit une importante couche d'information avec une très grande spécificité permettant de surveiller les composantes de l'écosystème qui sont vulnérables aux engins de pêche. Bien que les évaluations et les options de récolte pour les espèces de poisson de fond dans la région du Pacifique soient surtout présentées par espèce, la pêche est gérée dans un contexte multispécifique où de nombreux quotas monospécifiques sont gérés simultanément. De plus, le gel de l'empreinte de la pêche au chalut réduit la probabilité que les effets des activités de la flotte commerciale de chalutiers de fond s'étendent à de nouveaux milieux benthiques.

Cette évaluation du stock comprenait des exécutions qui incorporaient une série d'indices environnementaux dans une analyse exploratoire. La série de l'oscillation décennale du Pacifique (ODP) a été utilisée pour cette exploration, principalement parce qu'elle avait déjà été comparée aux estimations de la série de recrutement pour le sébaste à longue mâchoire (voir l'annexe F de Haigh *et al.* 2018). Cependant, il a été difficile d'évaluer le travail exploratoire dans cette évaluation des stocks, car il s'est avéré que le degré d'utilisation des informations environnementales par le modèle était régi par le poids relatif accordé aux séries. Cela s'explique par le fait que certaines parties de la série environnementale étaient en conflit avec certaines données sur la pêche utilisées dans cette évaluation du stock, ce qui a entraîné une détérioration de l'ajustement aux données sur la pêche et des changements importants dans les prédictions du modèle présentées dans la Figure 6 et le Tableau 1. Le poids accordé à la série de l'ODP était arbitraire, dépendant de la crédibilité accordée à la série et de la quantité d'effet jugée suffisante. La principale difficulté était que, contrairement au problème équivalent entre les données de composition et les données de biomasse, il n'existait pas de relation fonctionnelle dans le modèle entre les séries environnementales et la dynamique du modèle.

On ne connaît pas l'influence qu'auront les changements climatiques sur cette espèce ou sur les conclusions de la présente évaluation du stock. Même si l'on s'entend pour dire que les

³Cette exigence a été respectée par des observateurs embarqués à 100 % de 1996 à mars 2020; à partir d'avril 2020, un système de remplacement basé sur la surveillance électronique a été mis en place pour tenir compte des changements résultant de la pandémie de COVID-19.

régimes de températures plus chaudes et les changements concernant d'autres variables environnementales, comme l'oxygène dissous, auront probablement une incidence sur les espèces marines, la nature exacte de ces effets est mal comprise. Les tentatives antérieures d'intégrer les variables climatiques dans les évaluations du stock (Haigh *et al.* 2018) ont échoué, en grande partie en raison du faible contraste dans la série introduite, d'une série chronologique trop courte ou de modèles fonctionnels trop simplistes (ou irréalistes). Des températures plus chaudes peuvent influencer sur les processus de recrutement, la mortalité naturelle et la croissance, qui sont tous des facteurs pouvant se répercuter sur la résilience, la productivité et l'état d'un stock par rapport aux points de référence, ce qui peut ensuite modifier la perception des conséquences associées aux différents niveaux de récolte par rapport à l'état du stock. Aussi, les points de référence qui s'appuient sur des conditions d'équilibre changeront puisque l'évolution des régimes de températures se traduira par un changement de la productivité et, en conséquence, un niveau d'équilibre différent. Pour comprendre l'effet des changements climatiques dans un contexte marin, il faudra réaliser des activités de surveillance supplémentaires et d'autres analyses.

CONCLUSIONS ET AVIS

Tout comme les évaluations des stocks d'autres sébastes de la Colombie-Britannique, cette évaluation du stock décrit un stock à croissance lente et à faible productivité. Contrairement à plusieurs évaluations plus récentes des stocks de *Sebastes* en Colombie-Britannique, nous avons pu obtenir des estimations crédibles pour M , tant pour les mâles que pour les femelles. Cela signifie qu'il n'a pas été nécessaire de construire un stock composite synthétique complexe pour couvrir une gamme appropriée de valeurs pour ce paramètre.

Cette évaluation du stock place la population actuelle (début 2023) du sébaste canari dans la zone saine de l'AP du MPO et prévoit qu'elle restera dans cette zone au cours des dix prochaines années à des niveaux de prise allant jusqu'à 2 000 t/an. Quatorze exécutions de sensibilité, qui ont exploré un large éventail d'autres hypothèses de modèles, ont abouti à des conclusions similaires, aucune exécution de sensibilité ne contredisant les conclusions du modèle de base.

Les tableaux de décision fournissent un guide pour sélectionner les recommandations sur les prises à court terme, et décrivent la fourchette des futurs résultats possibles sur la période de projection à des niveaux fixes de prises annuelles. L'exactitude des projections repose sur celle du modèle et n'est disponible que pour le modèle de base. L'incertitude des paramètres est explicitement abordée au moyen d'une approche bayésienne, mais ne reflète que le modèle et les pondérations précis attribués aux diverses composantes des données.

Il est recommandé de procéder à une réévaluation complète des stocks dans dix ans au plus, sous réserve de la disponibilité de nouveaux renseignements. Entre-temps, il est possible de faire le suivi de la tendance de l'abondance à l'aide des CPUE de la pêche commerciale et, de façon moins fiable (en raison de l'erreur relative élevée), des relevés indépendants de la pêche utilisés dans la présente évaluation des stocks. Le rapport sommaire sur le poisson de fond (Anderson *et al.* 2019; MPO 2022), résume ces tendances et peut être utilisé comme outil de suivi.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Prénom	Organisme d'appartenance
Anderson	Sean	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Christensen	Lisa	Direction des sciences du MPO, Centre des avis scientifiques du Pacifique
Haigh	Rowan	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Kronlund	Rob	Interface Fisheries Consulting
Leaman	Bruce	COSEPAC
Mose	Brian	Regroupement commercial du secteur industriel (pêche au chalut)
Rogers	Luke	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Sporer	Chris	Pacific Halibut Management Association
Starr	Paul	Canadian Groundfish Research and Conservation Society
Tadey	Rob	Direction de la gestion des ressources du MPO
Turris	Bruce	Canadian Groundfish Research and Conservation Society
Davis	Ben	MPO (retraité)
Berger	Aaron	NOAA
Grandin	Chris	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Holt	Kendra	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Haggerty	Dana	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Skil Jáada		Conseil de la Nation Haida
Muirhead-Vert	Yvonne	Direction des sciences du MPO, Centre des avis scientifiques du Pacifique
Schijns	Rebecca	Oceana
Siegel	Matt	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 7 au 8 septembre 2022 sur l'évaluation du stock de sébaste canari (*Sebastes pinniger*) de la Colombie-Britannique en 2022. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, dans le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

Anderson, S.C., Keppel, E.A., Edwards, A.M. 2019. [Synthèse des données reproductibles pour plus de 100 espèces de poissons de fond de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/041. vii + 333 p.

Edwards, A.M., Haigh, R. and Starr, P.J. 2012. [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.

Francis, R.I.C.C. 2011. [Data weighting in statistical fisheries stock assessment models](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68(6): 1124–1138.

Forrest, R.E., Holt, K.R., 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.

- 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.
- McAllister, M.K., and Ianelli, J.N. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling: importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 284-300.
- Methot, R.D. and Wetzel, C.R. 2013. [Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management](#). *Fish. Res.* 142. 86-99.
- Methot, R.D., Wetzel, C.R., Taylor, I.G., Doering, K.L., and Johnson, K.F. 2021. Stock Synthesis User Manual, version 3.30.17. NOAA Fisheries, Seattle WA. iv + 233 p.
- MPO. 2009a. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#).
- MPO. 2009b. [Stock assessment update for British Columbia Canary Rockfish](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2009/019.
- MPO. 2022. [Une synthèse des données pour les poissons de fond de la Colombie-Britannique : mise à jour des données de 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/020.
- New Zealand Ministry of Fisheries. 2011. [Operational Guidelines for New Zealand's Harvest Strategy Standard](#). Ministry of Fisheries, New Zealand.
- 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. 2022. [Évaluation du stock de sébaste à bouche jaune \(*Sebastes reedi*\) de la Colombie-Britannique en 2021](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/010. viii + 319 p.
- 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.
- Thorson, J.T. and Wetzel, C. 2016. [The status of canary rockfish \(*Sebastes pinniger*\) in the California Current in 2015](#). PFMC groundfish stock assessment documents 2016/05. iv + 678 p.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

Courriel : DFO.PacificCSA-CASPacifique.MPO@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISBN 978-0-660-46764-1 N° cat. Fs70-6/2023-002F-PDF

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



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2023. Évaluation du stock de sébaste canari (*Sebastes pinniger*) de la Colombie-Britannique en 2022. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/002.

Also available in English:

DFO. 2023. Canary Rockfish (Sebastes pinniger) Stock Assessment for British Columbia in 2022. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2023/002.