



ÉVALUATION DES STOCKS DE SÉBASTES À BOUCHE JAUNE (*SEBASTES REEDI*) DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE EN 2021



Sébaste à bouche jaune (*Sebastes reedi*)
Photo : Terri Bonnet, MPO

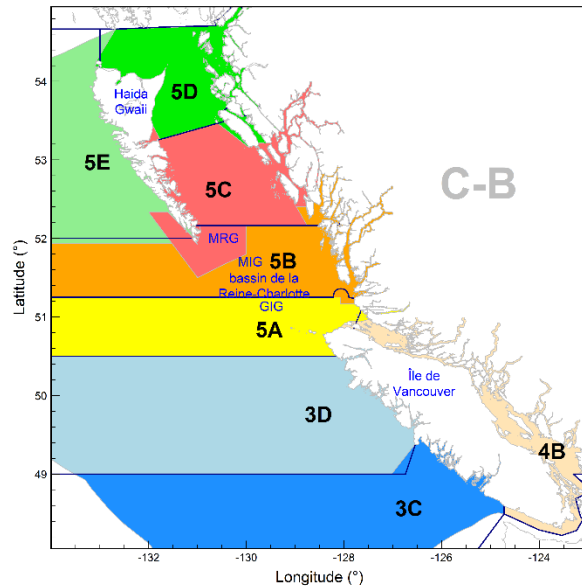


Figure 1. Zones d'évaluation du sébaste à bouche jaune; les principales zones de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP) sont exposées avec des lignes pleines et utilisées dans la présente évaluation. Les limites des zones de gestion du poisson de fond, d'après les [secteurs d'exploitation 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 deuxième évaluation des stocks fondée sur un modèle pour le sébaste à bouche jaune (*Sebastes reedi*) après une évaluation initiale en 2011, qui a également fourni une analyse du potentiel de rétablissement. Le sébaste à bouche jaune est presque exclusivement pêché par la flotte de chalutiers commerciaux (84 % pour le chalut de fond et 16 % pour le chalut pélagique) et des quantités mineures (<1 %) sont capturées par les autres types d'engins (lignes, pièges). Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné l'espèce comme étant « menacée » en 2010, mais a déterminé dans l'évaluation des stocks de 2011 que les stocks à l'échelle de la côte se trouvaient dans la zone saine de Pêches et Océans Canada (MPO). L'espèce est présente du golfe d'Alaska jusqu'au nord de la Californie, près de San Francisco. En Colombie-Britannique, la zone où la concentration semble la plus élevée se trouve dans le bassin de la Reine-Charlotte, avec des points

chauds isolés à l'ouest de Haida Gwaii et à l'extrémité nord de l'île de Vancouver. L'espèce est présente le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, mais sa densité semble faible au sud de la péninsule Brooks. Le sébaste à bouche jaune vit jusqu'à 90 ans, mais les individus de plus de 60 ans sont rares dans les données biologiques (<1 %).

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

*Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs des 8 et 9 septembre 2021 sur l'Évaluation des stocks de sébastes à bouche jaune (*Sebastes reedi*) de la Colombie-Britannique en 2021. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).*

SOMMAIRE

- L'évaluation des stocks de sébastes à bouche jaune porte sur une population présente sur toute la côte de la Colombie-Britannique et récoltée par une seule pêche dominée par le chalut de fond. Les prises au chalut pélagique (16 % en poids de 1996 à 2020) du sébaste à bouche jaune ont été combinées à celles du chalut de fond aux fins de la présente évaluation des stocks. Les prises de sébastes à bouche jaune par des méthodes autres que la pêche au chalut étaient négligeables, à moins de 1 % en moyenne au cours de la même période. Les analyses de la biologie et de la répartition n'ont pas permis d'établir l'existence de stocks régionaux distincts pour le sébaste à bouche jaune.
- Les stocks de sébastes à bouche jaune ont été évalués à l'aide d'un modèle annuel des prises selon l'âge des deux sexes, dans un cadre bayésien pour quantifier les incertitudes entourant les paramètres estimés et dérivés. Le cadre du modèle adopté était Stock Synthesis 3 (synthèse des stocks 3) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), qui diffère de la plateforme utilisée pour l'évaluation de 2011. Un scénario de base composite, composé de cinq modèles couvrant une plage plausible de valeurs fixes pour la mortalité naturelle (M), a été utilisé pour évaluer l'état des stocks parce que la plateforme du modèle ne permettait pas d'estimer M avec fiabilité.
- Cette évaluation des stocks reposait principalement sur la série sur l'abondance des captures par unité d'effort (CPUE) et sur la fréquence selon l'âge dans les pêches commerciales. Les indices de l'abondance du sébaste à bouche jaune tirés des relevés indépendants des pêches comportaient trop d'erreurs relatives pour permettre d'effectuer une surveillance fiable de l'abondance, et la continuité des données sur la fréquence selon l'âge des relevés connexes n'était pas adéquate pour une utilisation dans l'estimation de la force des classes d'âge.
- La biomasse reproductrice femelle moyenne (avec les 5^e et 95^e centiles) au début de 2022 (B_{2022}) a été estimée à 0,69 (0,44, 1,08) de la biomasse reproductrice femelle non exploitée à l'équilibre (B_0). En outre, la valeur de B_{2022} a été estimée à 2,39 (1,54-3,73) fois la biomasse reproductrice à l'équilibre dans une condition de rendement maximal soutenu, B_{RMD} .
- Il y avait une probabilité estimée de 1 que $B_{2022} > 0,4 B_{RMD}$ et une probabilité de 1 que $B_{2022} > 0,8 B_{RMD}$ (c.-à-d. se trouve dans la zone saine). La probabilité que le taux d'exploitation de

2021 soit inférieur à celui qui est associé au rendement maximal durable (RMD) s'établissait à 0,95 pour la pêche commerciale.

- L'avis aux gestionnaires était présenté sous la forme de tableaux de décision qui reposent sur les points de référence provisoires établis selon le [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#) (MPO 2009). Les tableaux de décision fournissaient des projections sur dix ans pour un éventail de prises constantes allant jusqu'à 3 000 tonnes/an.
- On prévoit que les stocks de sébastes à bouche jaune demeureront au-dessus du point de référence limite (PRL) ($0,4 B_{RMD}$) et du point de référence supérieur du stock (PRS) ($0,8 B_{RMD}$) avec une probabilité de plus de 0,99 dans les 10 prochaines années aux niveaux actuels de prises (1 000 à 1 250 t/an). On a prédit que des prises supérieures à 1 500 t/an dépasseront la limite du taux de récolte (U_{RMD}) dans 10 ans, avec une probabilité de plus de 50 %.
- Il n'est pas certain que les points de référence fondés sur le RMD soient pertinents pour les espèces à grande longévité et à faible productivité; en conséquence, l'avis concernant la gestion par rapport aux points de référence fondés sur $0,2$ et $0,4 B_0$ a aussi été présenté comme une solution de rechange.
- 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.

INTRODUCTION

Le sébaste à bouche jaune (*Sebastes reedi*) est présent du golfe d'Alaska jusqu'au nord de la Californie, près de San Francisco. En Colombie-Britannique, la zone où la concentration semble la plus élevée se trouve dans le bassin de la Reine-Charlotte, avec des points chauds isolés à l'ouest de Haida Gwaii et à l'extrémité nord de l'île de Vancouver. L'espèce est présente le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, mais sa densité semble faible au sud de la péninsule Brooks.

En 2010, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné la population de sébastes à bouche jaune de la côte de la Colombie-Britannique comme étant « menacée », en raison d'un déclin de l'abondance et de la menace posée par la pêche commerciale. De ce fait, on a envisagé d'inscrire l'espèce à la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Dans une évaluation des stocks de 2011 (servant également d'évaluation du potentiel de rétablissement), Edwards et ses collaborateurs (2012) ont avancé deux analyses de scénarios de référence (« Estimation de M » et $M=0,047$), qui ont toutes deux estimé que l'état des stocks de B_{2011} était bien au-dessus du niveau de référence supérieur du stock, correspondant à un stock en santé dans le Cadre pour la pêche durable du MPO (MPO 2009). En 2017, il a été décidé de ne pas inscrire le sébaste à bouche jaune à l'annexe 1 de la LEP. 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. Le sébaste de la côte de la Colombie-Britannique est l'un des 18 stocks de poisson de fond de la région du Pacifique dont la prescription est envisagée en vertu du nouveau règlement sur les dispositions sur les stocks de poisson. La présente évaluation des stocks de sébastes à bouche jaune visait à évaluer

l'état actuel du stock et à fournir un avis approprié pour contribuer à un plan de gestion durable des pêches.

Cette évaluation portait sur l'ensemble de 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 (CPMP). Les données biologiques disponibles ont été examinées pour obtenir des preuves de la séparation des stocks entre la composante la plus au nord du stock de sébaste à bouche jaune (côte ouest de Haida Gwaii et ouest de l'entrée Dixon) et les autres parties plus au sud de la population. Cette division potentielle a été choisie comme le scénario offrant le plus grand potentiel de faire ressortir des différences de population en fonction des différences observées 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 ou d'un sexe à l'autre. De plus, les données sur le sébaste à bouche jaune de la côte ouest de Haida Gwaii étaient rares et cette partie de la côte ne représentait qu'une proportion relativement faible des prises (moyenne de 12 % de 1996 à 2020). C'est pourquoi les auteurs ont choisi de reprendre l'hypothèse de stock unique d'Edwards et ses collaborateurs (2012).

ÉVALUATION

Pour l'évaluation du stock, on a utilisé un modèle des prises annuelles selon l'âge ajusté à quatre séries de relevés au chalut indépendants de la pêche, à une série d'indices dérivés des captures par unité d'effort (CPUE) de la pêche au chalut de fond, aux estimations annuelles des prises commerciales (figure 2) depuis 1935 et aux données sur la composition du stock selon l'âge provenant de relevés (25 années de données tirées de quatre relevés) et de la pêche commerciale (28 années de données). Le modèle partait d'un état d'équilibre présumé en 1935, et les données de relevés couvraient la période de 1967 à 2020 (bien que toutes les années ne soient pas représentées); la série sur les CPUE a fourni un indice annuel de 1996 à 2020.

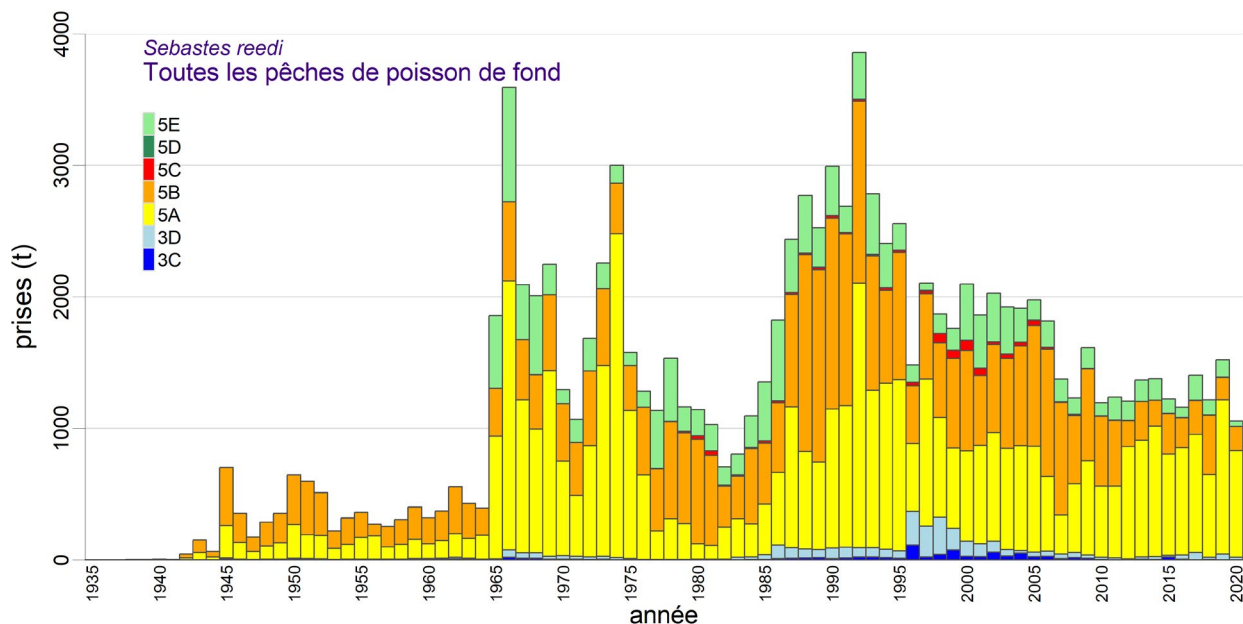


Figure 2. Reconstitution des prises de sébastes à bouche jaune de 1935 à 2020 utilisées dans le modèle d'évaluation du stock. On a repris la valeur de 2020 (1 057 t) pour les prises de 2021.

Un modèle à deux sexes a été mis en œuvre dans un cadre bayésien (à l'aide de la procédure d'échantillonnage sans retour de la méthode de Monte Carlo par chaîne de Markov [MCMC]) pour estimer cinq modèles qui fixent la mortalité naturelle à chacun des cinq niveaux (0,04; 0,045; 0,05; 0,055; 0,06), couvrant une plage jugée plausible et qui a produit des diagnostics acceptables de la MCMC. Les paramètres estimés par ces modèles comprenaient le recrutement moyen et les écarts annuels des classes d'âge de 1950 à 2012, ainsi que les sélectivités pour les quatre relevés et la flotte de chalutiers commerciaux. Ces cinq cycles du modèle ont été combinés en un scénario de référence composite qui couvrait la plage plausible du principal axe d'incertitude des paramètres dans la présente évaluation du stock. On a réalisé quatorze analyses de sensibilité par rapport au cycle central ($M = 0,05$) du scénario de référence composite afin de vérifier l'effet des autres hypothèses du modèle.

On a combiné les distributions des paramètres a posteriori pour chaque cycle composant le scénario de référence pour créer une distribution a posteriori composite des paramètres estimés. Cette distribution a posteriori composite a ensuite été utilisée pour calculer une distribution du rendement maximal durable (RMD) et les points de référence connexes qui reflétaient la fourchette présumée de l'incertitude dans M et la pondération relative accordée aux CPUE commerciales. Des projections sur dix ans ont été effectuées 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 (conformément à l'approche de précaution de 2009 du MPO : $0,4 B_{RMD}$; $0,8 B_{RMD}$) et de rester en deçà du taux de récolte au RMD (u_{RMD}) de 2022 à 2032 pour une gamme de prises constantes et de taux de récolte.

La figure 3 illustre la biomasse reproductrice annuelle estimée (femelles matures seulement) par rapport à la biomasse reproductrice au RMD pour le stock de sébaste à bouche jaune de toute la côte représenté par le scénario de référence composite. Le stock a fluctué en fonction de quatre années de bon recrutement (1952, 1962, 1982 et 2006, figure 4), augmentant jusqu'à dépasser la biomasse à l'équilibre associée au recrutement moyen (B_0) sur quatre décennies (1965 à 2005) avant de chuter à un creux en 2014. Par la suite, la biomasse reproductrice est passée à environ 15 000 tonnes.

Les quantités estimées à partir de la valeur a posteriori selon la méthode de MCMC du scénario de référence composite se trouvent dans le tableau 1. La valeur médiane estimée du RMD à l'équilibre était de 1 039 tonnes (696; 1 919), comparativement aux prises moyennes de 1 272 tonnes au cours des cinq dernières années (2016 à 2020). La biomasse reproductrice estimée de l'année en cours (B_{2022}) par rapport à la biomasse non exploitée à l'équilibre, B_{2022}/B_0 est de 0,69 (0,44; 1,08) et la biomasse reproductrice à l'équilibre qui soutiendrait le RMD, B_{2022}/B_{RMD} , est de 2,39 (1,54; 3,73). Le taux d'exploitation médian en 2021 était faible, à 0,024 (0,010; 0,042). Le taux d'exploitation estimé pour l'année en cours par rapport au RMD était de $u_{2021}/u_{RMD} = 0,51$ (0,20; 1,00) pour la pêche commerciale (figure 5).

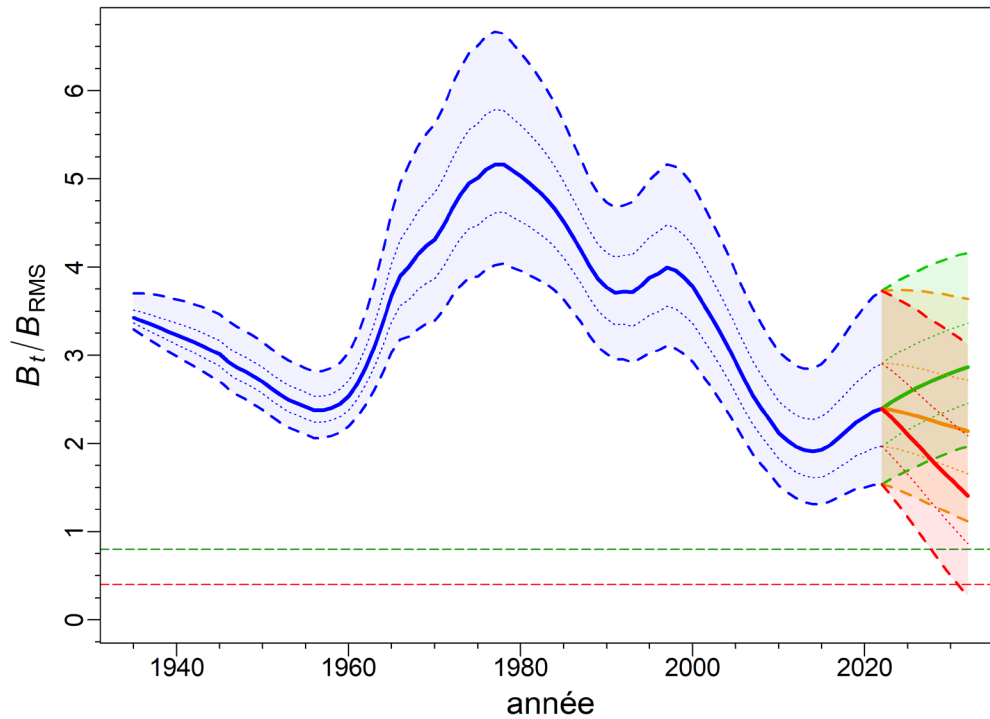


Figure 3. Estimations de la biomasse reproductrice B_t par rapport à la B_{RMS} à partir des valeurs a posteriori du modèle (10 000 échantillons) du scénario de base composite pour le sébaste à bouche jaune. La trajectoire médiane de la biomasse apparaît comme une courbe pleine entourée d'une enveloppe de crédibilité de 90 % (centiles : 0,05; 0,95) en bleu et délimitée par des lignes pointillées pour les années $t = 1935-2022$; la biomasse projetée en utilisant des prises constantes apparaît en vert (pas de prises), en orange (1 250 t/an) et en rouge (2 500 t/an) pour les années $t = 2023-2032$ (10 ans). L'intervalle de crédibilité de 50 % (centiles : 0,25-0,75) est également représenté par des lignes en pointillés.

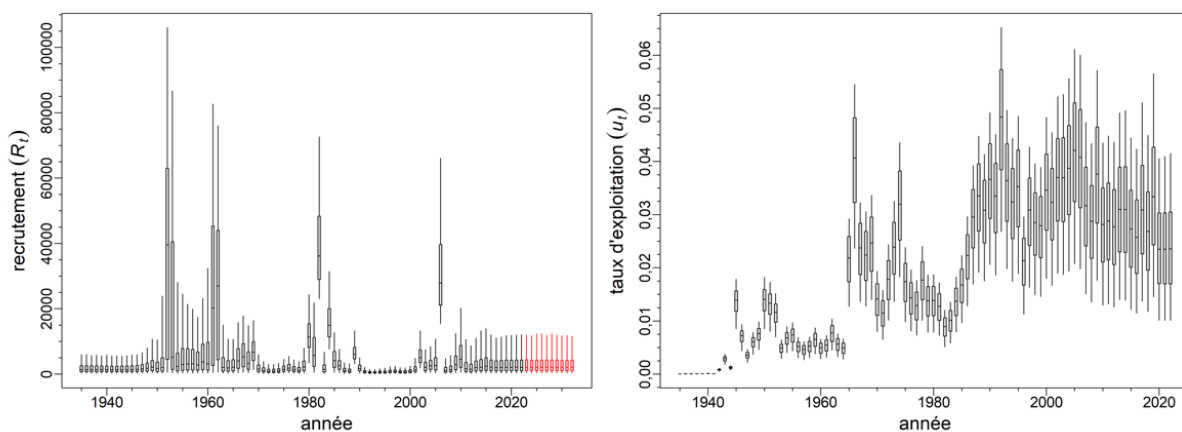


Figure 4. Cas de référence composite : distributions marginales a posteriori du recrutement annuel (poissons d'âge 0, à gauche, y compris le recrutement projeté en rouge) et taux d'exploitation (à droite) pour le sébaste à bouche jaune. Les diagrammes de quartile montrent les centiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des résultats de la simulation de la méthode de MCMC regroupés.

Tableau 1. Centiles de quantités dérivées de la procédure de la méthode de MCMC provenant de 10 000 échantillons regroupés à partir des cycles de composantes pour le scénario de référence. Définitions : B_0 – biomasse reproductrice à l'équilibre non exploitée (femelles matures), B_{2022} – biomasse reproductrice au début de 2022, u_{2021} – taux d'exploitation (ratio des prises totales par rapport à la biomasse vulnérable) à la mi-2021, u_{max} – taux d'exploitation maximal (calculé pour chaque échantillon comme étant le taux d'exploitation maximal de 1935 à 2021), B_{RMD} – biomasse reproductrice à l'équilibre au rendement maximal durable (RMD), 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 (2016 à 2020), les prises moyennes ont été de 1 272 t.

Quantité	5 %	25 %	50 %	75 %	95 %
B_0	20 898	23 707	26 386	30 528	41 314
B_{2022}	10 070	13 848	18 001	24 978	42 533
B_{2022}/B_0	0,4446	0,5708	0,6922	0,8417	1,08
u_{2021}	0,01012	0,01697	0,02357	0,03048	0,04154
u_{max}	0,02686	0,03845	0,04837	0,0573	0,06531
RMD	695,7	845,4	1 039	1 327	1 919
B_{RMD}	6 063	6 894	7 656	8 810	11 938
0,4 B_{RMD}	2 425	2 758	3 063	3 524	4 775
0,8 B_{RMD}	4 850	5 515	6 125	7 048	9 550
B_{2022}/B_{RMD}	1,535	1,969	2,394	2,905	3,727
B_{RMD}/B_0	0,2702	0,2847	0,2917	0,2971	0,3036
u_{RMD}	0,04063	0,04356	0,04636	0,04893	0,05117
u_{2021}/u_{RMD}	0,2019	0,3471	0,5082	0,7066	1,001

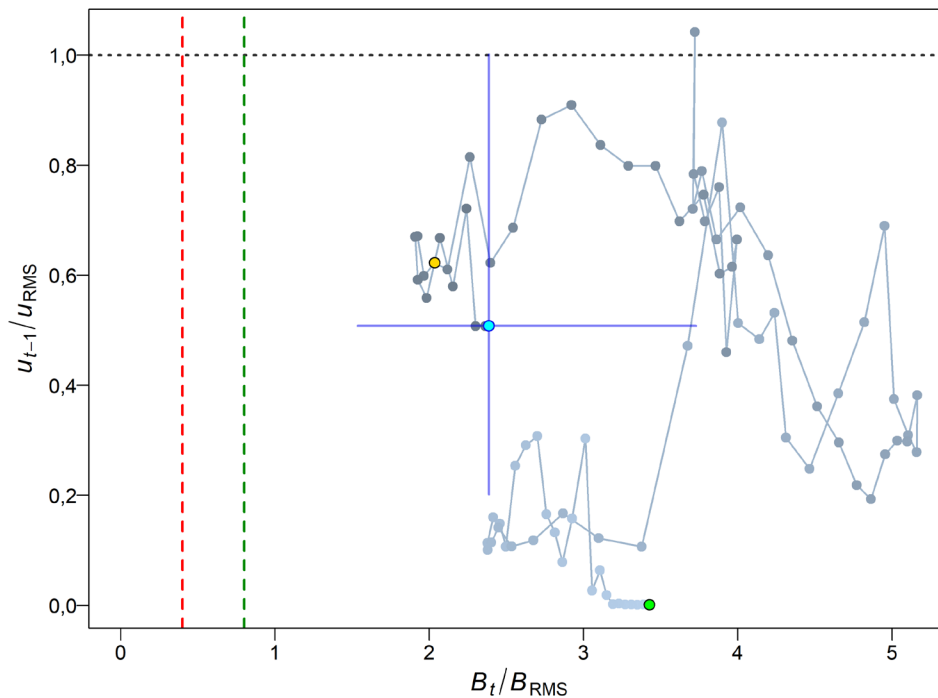


Figure 5. Diagramme de phase dans le temps des médianes des rapports B_t/B_{RMD} (la biomasse reproductrice au début de l'année t par rapport à B_{RMD}) et de la pression de la pêche u_{t-1}/u_{RMD} (représentant le taux d'exploitation au milieu de l'année $t-1$ par rapport à u_{RMD}) pour une pêche (chalut+) pour le scénario de base composite du sébaste à bouche jaune. 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 ($t = 2022$) est représentée par un cercle plein cyan; les lignes bleues transversales représentent les centiles 0,05 et 0,95 des distributions a posteriori pour la dernière année. L'année d'évaluation précédente (2011) est indiquée par un cercle doré. Les lignes pointillées verticales rouges et vertes indiquent le PRL provisoire selon l'approche de précaution = $0,4 B_{RMD}$ et PRS = $0,8 B_{RMD}$, et la ligne pointillée horizontale grise indique u_{RMD} .

Points de référence

La figure 6 illustre l'état du stock pour les scénarios de référence composites du sébaste à bouche jaune, ainsi que chaque cycle de composantes de référence, par rapport aux points de référence limite et supérieur du stock provisoires du MPO (2009), $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, respectivement. Ces points de référence déterminent la zone critique, la zone de prudence et la zone saine. On estime que la biomasse reproductrice du scénario de référence composite du sébaste à bouche jaune au début de 2022 est supérieure au point de référence limite (PRL) avec une probabilité $P(B_{2022} > 0,4 B_{RMD}) = 1$, et supérieure au point de référence supérieur du stock (PRS) avec une probabilité $P(B_{2022} > 0,8 B_{RMD}) = 1$ (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 de 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. 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, $0,8 B_{RMD}$) dans le Cadre pour la pêche durable provisoire du MPO, mais une biomasse « cible » n'est pas spécifiée.

Une seconde composante de la règle de contrôle des prises provisoire établie par le MPO (2009) 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. Il faut réduire les prises lorsque le stock se trouve dans la zone de prudence et conserver les prises au plus faible niveau possible lorsqu'il se trouve dans la zone critique. 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 les deux stocks étaient dans la zone saine de 1935 à aujourd'hui. Le taux d'exploitation médian n'a été supérieur à u_{RMD} qu'une fois, en 1992.

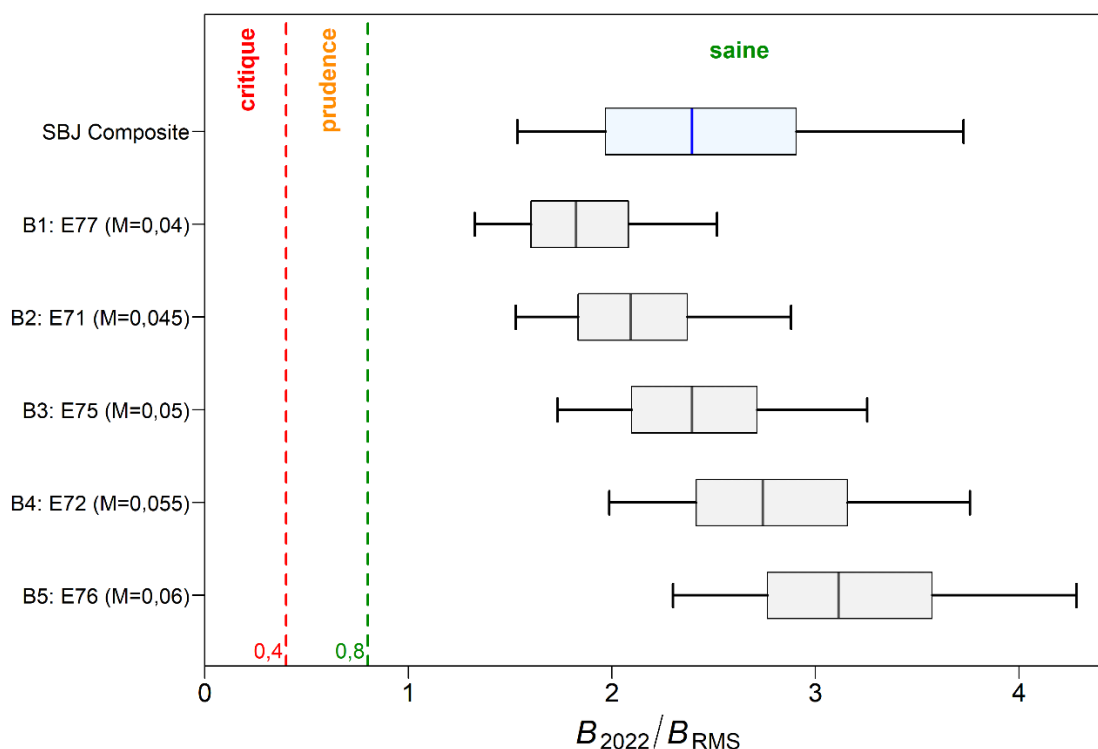


Figure 6. État du stock du scénario de base du sébaste à bouche jaune et ses cycles de composantes de référence, par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution (AP) du MPO, $0,4 B_{RMD}$ et $0,8 B_{RMD}$, pour $t=2022$. Les diagrammes de quartile montrent les centiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCMC.

Résultats des projections et tableaux de décision

Des projections sur dix ans, avec la première année en 2023 (indiquée comme la biomasse au début de 2023 – la même que la biomasse à la fin de 2022 dans les tableaux et les figures) ont été établies sur une plage de niveaux de prises constantes (0 à 3 000 tonnes par tranches de

250/500 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 l'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 une plus grande attention doit être portée à celles qui concernent le sébaste au-delà de 10 ans, car elles supposent que le recrutement varie autour de la moyenne; toutefois, la figure 4 montre que les recrutements historiques du sébaste à bouche jaune étaient généralement faibles, mais ponctués par des recrutements occasionnels importants. Par conséquent, le recrutement moyen simple n'est pas une représentation exacte du recrutement pour cette espèce (voir le recrutement projeté sur la figure 4). 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 les premières années.

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 conséquente du taux d'exploitation, même si le stock atteint la zone de prudence ou critique.

En supposant des prises de 1 250 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_{2027} et B_{2032} seront supérieures au PRL de $0,4 B_{RMD}$; à plus de 99 % que B_{2027} et à 99 % que B_{2032} seront supérieures au PRS de $0,8 B_{RMD}$; et à 83 % que u_{2026} et à 78 % que u_{2031} seront inférieures à u_{RMD} pour le scénario de référence composite. 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_{2032} sera supérieure à un PRL, alors qu'il faudrait seulement une probabilité de 50 % de dépassement d'un PRS. 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 750 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 1 500 t/an.

**Évaluation des stocks de sébastes
à bouche jaune en 2021**

Région du Pacifique

Tableau 2. Tableaux de décision pour les points de référence $0,4 B_{RMD}$, $0,8 B_{RMD}$ et u_{RMD} pour l'année en cours (2022) et pour les projections sur 10 ans, pour diverses politiques de prises constantes (en tonnes/année) selon le scénario de référence composite. Les valeurs sont la probabilité (proportion de 10 000 échantillons de la méthode de MCMC) 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, au cours des cinq dernières années (2016-2020), les prises moyennes ont été de 1 272 t.

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

Politique sur les prises	Année de projection (début)										
	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032
0	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	> 0,99	> 0,99	> 0,99
2000	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98
2500	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,97	0,95	0,92
3000	1	1	1	1	> 0,99	0,99	0,98	0,95	0,91	0,87	0,81

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

Politique sur les prises	Année de projection (début)										
	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032
0	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	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
1 000	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
1250	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99
1500	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,98	0,98
2000	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98	0,97	0,95	0,92	0,90
2500	1	1	> 0,99	> 0,99	0,99	0,97	0,94	0,91	0,87	0,82	0,78
3000	1	1	> 0,99	0,99	0,97	0,93	0,88	0,82	0,76	0,70	0,64

$P(u_t < u_{RMD})$

Politique sur les prises	Année de projection (début)										
	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032
0	0,95	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	0,95	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
750	0,95	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99
1000	0,95	0,96	0,96	0,96	0,95	0,95	0,94	0,94	0,94	0,93	0,93
1250	0,95	0,87	0,86	0,85	0,84	0,83	0,82	0,81	0,80	0,79	0,78
1500	0,95	0,74	0,73	0,71	0,70	0,69	0,67	0,66	0,65	0,64	0,62
2000	0,95	0,52	0,50	0,48	0,47	0,45	0,43	0,42	0,41	0,39	0,38
2500	0,95	0,36	0,35	0,33	0,31	0,29	0,28	0,27	0,25	0,24	0,23
3000	0,95	0,25	0,23	0,22	0,20	0,19	0,18	0,16	0,15	0,14	0,13

Tableau 3. Tableaux de décision pour les points de référence $0,2 B_0$ et $0,4 B_0$ pour l'année en cours (2022) et pour les projections sur 10 ans, pour diverses politiques de prises constantes (en tonnes) selon le scénario de référence composite. Les valeurs sont la probabilité (proportion de 10 000 échantillons de la méthode de MCMC) 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 (2016-2020), les prises moyennes ont été de 1 272 t.

$P(B_t > 0,2 B_0)$

Politique sur les prises	Année de projection (début)										
	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032
0	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	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
1250	1	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
1 500	1	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99
2000	1	1	1	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,98	0,97	0,95	0,93
2500	1	1	1	> 0,99	> 0,99	0,98	0,96	0,94	0,9	0,87	0,82
3000	1	1	> 0,99	> 0,99	0,98	0,96	0,92	0,86	0,81	0,75	0,69

$P(B_t > 0,4 B_0)$

Politique sur les prises	Année de projection (début)										
	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032
0	0,98	0,99	0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
500	0,98	0,98	0,98	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
750	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97
1000	0,98	0,98	0,97	0,97	0,97	0,96	0,96	0,95	0,94	0,93	0,93
1250	0,98	0,98	0,97	0,96	0,95	0,94	0,93	0,91	0,90	0,89	0,87
1500	0,98	0,97	0,96	0,95	0,93	0,92	0,89	0,87	0,85	0,83	0,81
2000	0,98	0,97	0,95	0,92	0,88	0,85	0,81	0,77	0,73	0,69	0,66
2500	0,98	0,96	0,92	0,88	0,82	0,77	0,71	0,66	0,60	0,55	0,51
3000	0,98	0,95	0,9	0,83	0,76	0,69	0,61	0,54	0,49	0,44	0,40

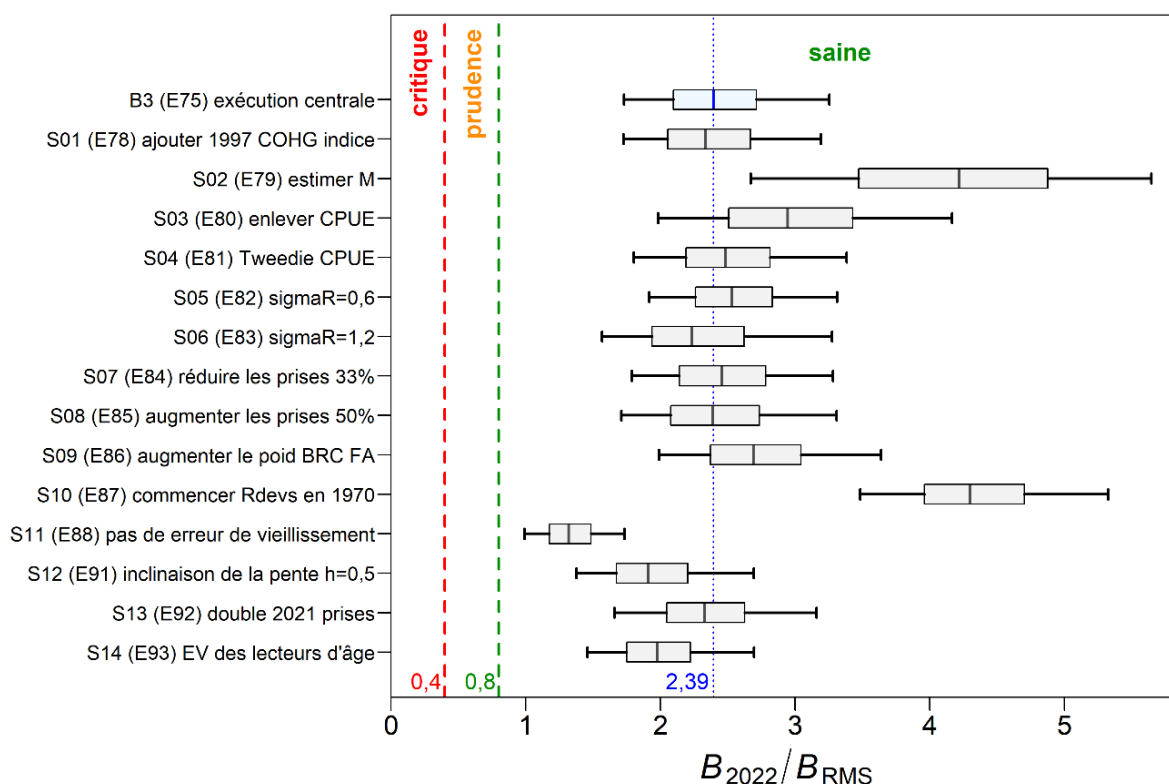


Figure 7. État du stock des analyses de sensibilité du sébaste à bouche jaune par rapport au cycle central (B3) par rapport aux points de référence provisoires de l'approche de précaution (AP) du MPO de 0,4 B_{RMD} et 0,8 B_{RMD} pour t=2022. Les diagrammes de quartile montrent les centiles 0,05, 0,25, 0,5, 0,75 et 0,95 des valeurs a posteriori de la méthode de MCMC. La ligne verticale bleue en pointillés représente la médiane de B3.

Sources d'incertitude

Un seul stock spatial de sébaste à bouche jaune a été identifié le long de la côte de la Colombie-Britannique, d'après des données qui révèlent de légères différences biologiques (longueurs, taux de croissance) entre les types d'engins et les régions, mais cela pourrait changer avec l'accumulation de plus de données. 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 d'appliquer cette approche à deux pêches dans la présente évaluation du stock parce qu'il n'y avait pas suffisamment de données fiables pour le faire.

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 pour les cycles regroupés qui composent le scénario de référence composite. L'approche bayésienne s'appuie également sur la certitude antérieure entourant chacun des paramètres d'entrée. En particulier, les auteurs ont noté que la mortalité naturelle (*M*) était une incertitude clé pour cette espèce, d'autant plus que son estimation donnait des valeurs non crédibles de la biomasse. L'utilisation d'une plage plausible de valeurs de *M* a limité l'effectif de la population à

des niveaux conformes aux estimations des évaluations précédentes du sébaste à bouche jaune et du sébaste à longue mâchoire.

Dans le passé, on évitait généralement d'utiliser les CPUE de la pêche commerciale comme indice de l'abondance dans les évaluations des stocks de sébastes de la Colombie-Britannique (principalement en raison de l'incertitude entourant le comportement des capitaines de bâtiment en réponse à la réglementation). On a néanmoins utilisé avec succès les CPUE de la pêche au chalut de fond dans plusieurs évaluations récentes des stocks. Cependant, contrairement à ces analyses, où les analyses des CPUE étaient présumées fondées sur des données sur les prises/l'effort provenant d'une pêche passive de prises accessoires, le sébaste à bouche jaune est souvent une espèce ciblée, ainsi qu'une espèce de prises accessoires. Il était nécessaire, pour fournir une série utilisable sur l'abondance, d'inclure les CPUE en raison du manque d'information réelle sur l'abondance dans les données des relevés. Une analyse de sensibilité, qui omettait les emplacements du MPO affichant les taux de prises les plus élevés, a produit des séries de CPUE qui concordaient avec l'analyse totale, indiquant que la tendance des CPUE dans les emplacements où les taux de prises sont plus faibles correspondait à la tendance globale.

D'autres incertitudes ont été explorées au moyen de cycles de sensibilité (S) basés sur le cycle central :

- les hypothèses sur la productivité – estimation de la mortalité naturelle (S02), changement de σ_R (écart-type du recrutement; S05, S06), changement de la période d'estimation du recrutement moyen (S10), changement de la pente h de la relation stock-recrues(S12);
- l'abondance – ajout/retrait des indices de l'abondance (S01, S03, S04), diminution/augmentation des prises historiques (S07, S08), doublement des prises finales en 2021 (S13);
- la composition – augmentation de la pondération des données sur la fréquence selon l'âge du relevé dans le bassin de la Reine-Charlotte (S09), retrait de l'erreur de détermination de l'âge (S11), utilisation de l'erreur de détermination de l'âge fondée sur les estimations de la précision des lecteurs d'otolithe (S14).

Toutes les analyses de sensibilité sont demeurées principalement dans la zone saine (figure 7). La plupart des sensibilités suivaient la trajectoire du cycle central avec une certaine variation, mais trois scénarios s'en écartaient considérablement (S02, S10, S11). Bien que l'estimation de M (S02) ait suivi la trajectoire du cycle central, elle est demeurée constamment au-dessus de cette dernière et était l'un des scénarios les plus optimistes. Cependant, cette analyse n'a probablement pas convergé et ces résultats doivent être interprétés avec prudence. Le cycle qui estimait les écarts de recrutement à partir de 1970 plutôt que de 1950 (S10) a suivi une trajectoire bien inférieure au cycle central avant de se rapprocher d'une estimation de l'état actuel (2022) du stock semblable à celui produit par le cycle qui estimait M (S02). Le cycle le plus pessimiste était celui sans correction de l'erreur de détermination de l'âge (S11), ce qui donne à penser qu'il est important de tenir compte de l'erreur de détermination de l'âge pour éliminer le biais, dans ce cas-ci le biais négatif.

Trois cycles supplémentaires demandés par le processus d'examen régional par les pairs ont été ajoutés à l'analyse de sensibilité (figure 7) pour explorer les effets d'une pente faible ($h=0,5$, S12), du doublement des prises de 2021 (S13) et de l'utilisation d'une autre structure d'erreur de détermination de l'âge fondée sur les estimations de précision des âges observés par les lecteurs d'otolithe (S14). Ces trois cycles étaient plus pessimistes que le cycle central;

cependant, ils ont tous les trois estimé que l'état actuel du stock demeurerait dans la zone saine.

L'utilisation (ou l'absence) de l'erreur de détermination de l'âge a montré que cette hypothèse avait une incidence importante sur les résultats du modèle. Le modèle sans erreur de détermination de l'âge (S11) estimait des pics de recrutement largement répartis sur les années adjacentes, tandis qu'une hypothèse d'erreur importante de détermination de l'âge (B3, cycle central) concentrait le recrutement sur une seule année. L'hypothèse d'une erreur intermédiaire de détermination de l'âge (S14) se situe entre les deux extrêmes de S11 et B3, avec les deux premiers pics de recrutement répartis moins largement entre les années que dans S11. Cette question est apparue comme un axe potentiel d'incertitude pendant l'examen régional par les pairs et devrait être explorée dans les évaluations futures. Les auteurs ont choisi l'hypothèse de l'erreur importante de détermination de l'âge parce que les événements de recrutement d'une seule année correspondaient davantage aux tendances attendues du cycle biologique du sébaste.

Les efforts déployés par les flottes étrangères entre 1965 et 1976 sur la côte de la Colombie-Britannique ciblaient le sébaste à longue mâchoire, et les prises de sébaste à bouche jaune pour ces années étaient estimées comme une prise accessoire présumée; par conséquent, l'ampleur des prises de sébaste à bouche jaune effectuées par les flottes étrangères est incertaine. Une autre source d'incertitude dans la série des prises provient des débarquements nationaux du milieu des années 1980 à 1995 (avant la présence des observateurs), qui peuvent avoir mal identifié des espèces de sébaste de moindre importance pour contourner les restrictions de quotas sur des espèces plus désirables comme le sébaste à longue mâchoire. Cependant, les analyses de sensibilité des prises (S07 et S08) montrent que l'incertitude liée aux prises n'a pas eu d'effet majeur sur la trajectoire de la biomasse du modèle ou sur les estimations de la taille relative du stock à la fin de 2021 (figure 6).

La présente évaluation du stock de sébaste marque un changement par rapport à celles menées depuis 2009 en raison de l'adoption de la plateforme générique d'évaluation des stocks Stock Synthesis 3 (SS) tenue par la NOAA (Methot et Wetzel 2013). Cette plateforme offre plus de souplesse que les modèles utilisés dans les évaluations antérieures du sébaste de la Colombie-Britannique, mais une courbe d'apprentissage fastidieuse n'a pas permis l'utilisation de certaines fonctions (p. ex. analyse rétrospective) dans la présente évaluation.

L'évaluation de 2011 du stock de sébaste à bouche jaune (à l'aide de la plateforme logicielle Awatea) avait estimé une taille initiale du stock (B_0) plus grande que celle produite dans la présente évaluation. Même le scénario de référence avec une valeur fixe de M de 2011 ($M=0,047$) présentait une estimation médiane de B_0 de 37 000 t, soit 43 % de plus que l'estimation médiane de B_0 dans le scénario de référence composite. La biomasse plus importante en 2011 a donné une estimation plus élevée du RMD, à 1 700 t, supérieure de 65 % à l'estimation du RMD pour le scénario de référence composite. La mise à jour des cycles du modèle à l'aide de la plateforme Awatea et l'intégration de la plupart des changements mis en œuvre pour cette évaluation du stock à l'aide de la plateforme SS (y compris l'erreur de détermination de l'âge, la série des CPUE, les données supplémentaires jusqu'en 2021) ont donné des estimations de la taille et de l'état du stock conformes à celles obtenues lors de l'évaluation de 2011. De plus, le modèle Awatea mis à jour (analogue au cycle central, fixant $M=0,05$ et $h=0,7$) a estimé B_{2022} à environ 17 200 t, alors que la plateforme SS l'estimait à environ 18 000 t, avec des trajectoires remarquablement semblables après 1980. Contrairement au modèle SS, Awatea a été en mesure d'obtenir un bon ajustement de modèle aux données tout en estimant à la fois M et H . Ces résultats ont montré que les différentes hypothèses de distribution utilisées pour les données sur la fréquence selon l'âge (multinomiales dans SS et

normales solides dans Awatea) étaient les principales sources des différences dans les prévisions des modèles entre les deux plateformes logicielles. Le modèle SS a estimé une taille globale du stock plus faible (et par conséquent une productivité à long terme plus faible) et des recrutements ponctuels plus importants comparativement au modèle Awatea. Cependant, les deux modèles ont estimé que les trajectoires de la biomasse absolue équivalente à partir d'environ 1980 et l'état actuel du stock se situaient largement dans la zone saine.

Considérations liées à l'écosystème et aux changements climatiques

Les gestionnaires des pêches du poisson de fond du MPO ont travaillé en consultation avec des scientifiques, 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 portent notamment sur la limitation de l'empreinte des activités de chalutage par le fond dans la pêche du poisson de fond afin d'en gérer les impacts 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 : surveillance 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 pêches, 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 casiers), 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 impacts des activités de la flotte commerciale de chalutiers de fond s'étendent à de nouveaux milieux benthiques.

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

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.* 2019) 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

L'un des plus grands défis pour l'évaluation du stock de sébaste à bouche jaune était le manque d'information fournie par les indices de l'abondance des relevés. L'ajout d'une série d'indices provenant des CPUE a permis d'obtenir un certain contraste entre une gamme de niveaux d'abondance, qui a contribué à stabiliser le modèle, mais n'a pas empêché certaines estimations irréalistes de la biomasse à des valeurs fixes plus élevées de M . Ce modèle tire la plupart de ses renseignements des fréquences selon l'âge dans la pêche commerciale et des CPUE. Pour obtenir des résultats de modèle crédibles (bons diagnostics de la méthode de MCMC), on a délibéré accru la pondération des données sur la fréquence selon l'âge. Cette augmentation de la pondération était à peu près trois fois plus forte que l'utilisation de la méthode de Francis (2011) initialement adoptée pour ajuster la taille des échantillons en fonction de l'âge moyen, et elle était nécessaire pour éviter l'estimation de valeurs élevées irréalistes de R_0 résultant de l'ajustement multinomial de l'erreur de détermination de l'âge par SS.

La présente évaluation du stock décrit un stock à faible productivité et à croissance lente. La mortalité naturelle (M) n'a pas pu être estimée de façon crédible à l'aide de la nouvelle plateforme de modèle, en grande partie en raison de l'absence de contraste et des erreurs relatives élevées dans les indices de la biomasse des relevés. L'autre méthode utilisée dans cette évaluation consistait à déterminer une gamme de valeurs plausibles de M qui ont été utilisées comme des estimations fixes pour construire cinq modèles distincts. Ils ont ensuite été combinés en un scénario de référence composite pour produire un avis de gestion. Aucune des valeurs de M utilisées dans le scénario de référence composite ne dénotait un problème de durabilité pour ce stock. Même la plus faible valeur étudiée, $M = 0,04$, a donné une estimation médiane de 0,53 (0,38, 0,73) pour B_{2022}/B_0 et de 1,8 (1,3, 2,5) pour B_{2022}/B_{RMD} . Les auteurs étaient donc raisonnablement confiants pour affirmer que le stock de sébaste à bouche jaune se trouve dans la zone saine et qu'il y restera probablement pendant 5 à 10 ans aux niveaux de prises actuels (environ 1 000 à 1 250 t/an). Malheureusement, l'estimation de la taille absolue du stock dans l'évaluation est incertaine, tout comme le rendement à long terme. L'estimation médiane de B_0 dans le scénario de référence composite (~26 000 t), ainsi que l'estimation correspondante du RMD (~1 000 t), est simplement une moyenne de cinq valeurs plausibles de M qui ont été choisies de façon quelque peu arbitraire. Toutefois, les formules des autres modèles qui posent des hypothèses mathématiques différentes (comme les vecteurs de l'erreur de détermination de l'âge ou le choix des distributions utilisées pour ajuster les données sur

l'âge) peuvent donner des estimations différentes de la taille absolue du stock tout en continuant d'ajuster les données disponibles. Ces autres modèles conviennent généralement que l'état actuel du stock se situe dans la zone saine, mais produiront un différent rendement à long terme de la population. Les projections à court terme (jusqu'à 10 ans) devraient être relativement semblables, car elles seraient fondées sur les recrutements récents estimés.

Les tableaux de décision donnent des orientations 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. 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), qui sera mise à jour périodiquement à titre de réponse des Sciences, 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
Campbell	Jill	Direction des sciences du MPO, Centre des avis scientifiques du Pacifique (CASP)
Christensen	Lisa	Direction des sciences du MPO, Centre des avis scientifiques du Pacifique (CASP)
Edwards	Andrew	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Finn	Deirdre	Direction de la gestion des ressources du MPO
Gardner	Lindsay	Direction de la gestion des ressources du MPO
Haigh	Rowan	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Jubenville	Isabelle	Oceana
Kronlund	Rob	Interface Fisheries Consulting
Leaman	Bruce	COSEPAC
Mose	Brian	Commercial Industry Caucus (pêche au chalut)
Olmstead	Melissa	Direction des sciences du MPO, Administration centrale
Rogers	Luke	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Rogers	Bob	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
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
Wilson	Kyle	Central Coast Indigenous Resource Alliance (CCIRA)
Workman	Greg	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 8-9 septembre 2021 sur l'Évaluation des stocks de sébastes à bouche jaune (*Sebastes reedi*) de la Colombie-Britannique en 2021. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur 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
- 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.
- MPO 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#).
- New Zealand Ministry of Fisheries. 2011. [Operational Guidelines for New Zealand's Harvest Strategy Standard](#). Ministry of Fisheries, New Zealand.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

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

Téléphone : (250) 756-7208

Courriel : csap@dfo-mpo.gc.ca

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

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-41330-3 N° cat. Fs70-6/2022-001F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2022. Évaluation des stocks de sébastes à bouche jaune (*Sebastes reedi*) de la Colombie-Britannique en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/001.

Also available in English:

DFO. 2022. *Yellowmouth Rockfish (Sebastes reedi) Stock Assessment for British Columbia in 2021. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2022/001.*