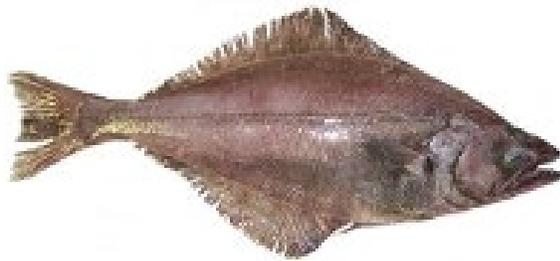




ÉVALUATION DU STOCK DE PLIE À GRANDE BOUCHE (*ATHERESTHES STOMIAS*) DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE EN 2021



Plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*).
Source : Kristina Anderson, MPO.

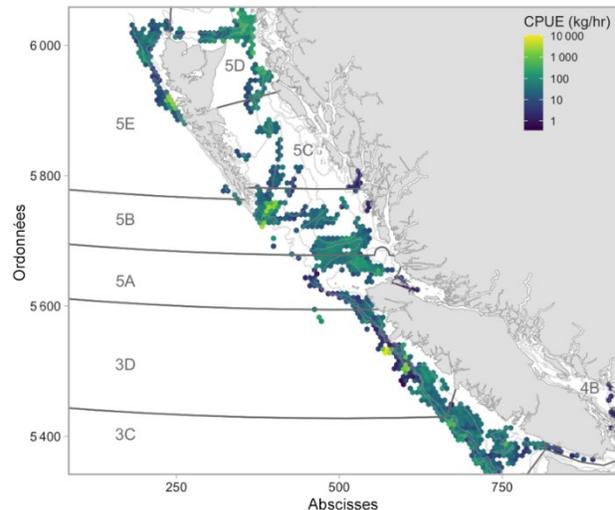


Figure 1. Répartition spatiale des captures par unité d'effort (CPUE) de plie à grande bouche dans la pêche commerciale de 1996 à 2021; les zones principales de la Commission des pêches maritimes du Pacifique (CPMP) sont délimitées par des lignes pleines. La présente évaluation porte sur toutes les zones hauturières combinées (3CD5ABCDE; la zone 4B est exclue). Les cellules mesurent 7 km de largeur et ne sont indiquées que dans les cas où il y a au moins trois bateaux uniques dans une cellule donnée pour satisfaire aux exigences en matière de confidentialité.

Contexte :

La plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*, turbot) est une espèce d'importance dans la pêche au chalut de fond en Colombie-Britannique. L'espèce est gérée comme un stock à l'échelle de la côte. Avant l'arrivée des chalutiers congélateurs au milieu des années 2000, la plus grande partie des prises historiques de plie à grande bouche était rejetée en mer en raison de la protéolyse, qui se produit dans les tissus musculaires de cette espèce peu de temps après sa capture et donne un goût désagréable à la chair. Depuis une dizaine d'années, des marchés ont été établis pour les filets congelés en mer. La flotte de chalutiers congélateurs pêche par conséquent une proportion croissante des prises à l'échelle de la côte. La Direction de la gestion des pêches du MPO a demandé à la Direction des sciences de fournir un avis sur l'évaluation de ce stock par rapport à des points de référence conformes au Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution (MPO 2009), notamment les répercussions de diverses stratégies de pêche sur l'état prévu du stock.

Le présent avis scientifique découle de la réunion d'examen régional par les pairs du 19 au 20 octobre et le 5 décembre 2022 sur l'évaluation du stock de plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*) 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

- La plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*) est une espèce de poisson plat d'importance commerciale en Colombie-Britannique, qui est présente le long de la côte de la province. Depuis une dizaine d'années, des marchés ont été établis pour les filets de plie à grande bouche congelés en mer.
- Toutes les zones de la côte canadienne du Pacifique, à l'exclusion des eaux entre l'île de Vancouver et la région continentale de la Colombie-Britannique, ont été évaluées à l'aide d'un modèle des prises selon l'âge à deux flottes et deux sexes, mis en œuvre dans un cadre bayésien afin de quantifier l'incertitude des quantités estimées. Le modèle, qui suppose un seul stock à l'échelle de la côte, a été ajusté aux données de la pêche commerciale et des relevés de 1996 à 2021. Les données sur les prises avant 1996 n'ont pas été utilisées en raison des niveaux inconnus de rejets en mer avant l'arrivée des observateurs en mer.
- Les points de référence fondés sur le rendement maximal durable (RMD) ont été fortement influencés par la relation entre les estimations de la maturité et la sélectivité selon l'âge dans la pêche commerciale, donnant à penser de façon irréaliste que toute la biomasse vulnérable pourrait être capturée sans que cela ait des répercussions sur le stock. C'est pourquoi les points de référence fondés sur le RMD n'ont pas été recommandés pour ce stock. L'avis présenté aux gestionnaires se rapporte aux points de référence fondés sur $0,2B_0$ (point de référence limite; PRL) et $0,4B_0$ (point de référence supérieur [PRS] proposé), où B_0 est la biomasse reproductrice non exploitée (mâles et femelles) au niveau de recrutement moyen. Les probabilités fondées sur un autre PRS de $0,35B_0$ sont également présentées.
- La biomasse reproductrice médiane (avec les 5^e et 95^e centiles des résultats de la méthode bayésienne) au début de 2022 (B_{2022}) a été estimée à $0,37B_0$ (0,26 et 0,51). Le modèle de base a estimé une probabilité proche de zéro que le stock soit en dessous du PRL ($P(B_{2022} < 0,2B_0)$) et une probabilité de 0,66 qu'il soit en dessous du PRS proposé ($P(B_{2022} < 0,4B_0)$).
- Compte tenu de la biomasse reproductrice relative médiane pour 2022 ($0,37B_0$), le stock est actuellement considéré comme étant dans la zone de prudence par rapport au PRL de $0,2B_0$ et au PRS proposé de $0,4B_0$.
- L'avis est présenté aux gestionnaires sous la forme d'un tableau de décision, qui indique la probabilité que la biomasse entre 2023 et 2026 soit inférieure aux points de référence $0,2B_0$, $0,35B_0$ et $0,4B_0$, ainsi que la probabilité que la biomasse diminue. Des projections du stock sont fournies pour une fourchette de prises annuelles constantes de 0 à 15 kt par tranches de 1 kt de 2022 à 2026.
- Le taux d'exploitation de référence ($U_{0,4B_0} = 0,105$ de la population vulnérable par année), qui équivaut à une exploitation annuelle d'environ 4,4 kt, a été estimé en projetant le stock sur 50 ans et en déterminant les prises constantes où le stock a atteint $0,4B_0$ en supposant que le recrutement demeure faible, comme il a été estimé pour la période de 2010 à 2019.

- La taille des prises et des rejets avant 1996, l'absence de relevés aléatoires stratifiés avant 2005 couvrant l'ensemble de la côte, l'estimation des courbes de maturité et de sélectivité, l'ampleur présumée de la variabilité du recrutement et l'estimation de B_0 sont des sources importantes d'incertitude dans cette évaluation qui rendent difficile l'estimation de la taille et de la productivité du stock.
- Étant donné que l'on estime que le stock est inférieur à $0,4B_0$ (le PRS proposé) dans le modèle de base et que les indices de relevé diminuent parallèlement à la baisse estimée de la biomasse reproductrice et du recrutement, il est recommandé de mettre à jour l'évaluation actuelle dans deux ans lorsqu'un relevé supplémentaire aura été effectué dans chaque zone de la côte. À plus long terme, la réalisation de cette évaluation selon une approche fondée sur une procédure de gestion pourrait produire un avis à l'intention des gestionnaires qui traitera plus explicitement les incertitudes relevées dans ce système.

INTRODUCTION

La plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*, famille des pleuronectidés), aussi appelée « turbot » localement, est une espèce de poisson plat présente dans les eaux au large de la Colombie-Britannique. Elle est surtout capturée dans la pêche au chalut de fond du poisson de fond, mais également en petite quantité dans des pêches à la ligne et à l'hameçon, en particulier dans la pêche du flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*). Les prises sont les plus élevées en bordure du plateau continental, ainsi que le long des bords des principaux canyons du bassin de la Reine-Charlotte et de la partie est de l'entrée Dixon (figure 1). Elles sont généralement composées à plus de 70 % de femelles (d'après les données de 1996). Avant l'arrivée des chalutiers congélateurs au milieu des années 2000, la plupart des prises historiques de plie à grande bouche étaient rejetées en mer, en grande partie à cause de la protéolyse dans les tissus musculaires de cette espèce, qui survient peu de temps après la capture, qui donne un goût désagréable à la chair et qui rend les poissons non commercialisables. Depuis une dizaine d'années, des marchés ont été établis pour les filets congelés en mer.

Un seul stock a été identifié le long de la côte de la Colombie-Britannique en raison de l'absence de différences observables dans le poids moyen, la longueur ou la croissance entre le nord (zones principales 5A, 5B, 5C, 5D et 5E de la Commission des pêches maritimes du Pacifique [CPMP]) et le sud (zones 3C et 3D), de même qu'entre trois régions (zones 5D et 5E, zones 5A, 5B et 5C, et zones 3C et 3D; figure 1). Les données accessibles sur l'âge montrent que les femelles et les mâles échantillonnés atteignent leur âge maximal à 27 et 23 ans, respectivement. La plie à grande bouche présente un dimorphisme sexuel; après la maturité sexuelle, les femelles grandissent plus rapidement que les mâles et leur taille maximale est plus grande. Les longueurs maximales des femelles et des mâles échantillonnés sont de 61,8 et 47,2 cm, respectivement.

ÉVALUATION

Cette évaluation du stock a permis d'évaluer la population à l'échelle de la côte de la Colombie-Britannique, à l'exclusion des eaux entre l'île de Vancouver et la région continentale de la Colombie-Britannique, récoltée par deux flottes commerciales de chalutiers de fond (chalutiers congélateurs; flotte côtière) à l'aide d'un modèle des prises selon l'âge à deux sexes. Ce modèle a été ajusté aux estimations annuelles (couvrant la période de 1996 à 2021) des prises commerciales des deux flottes, à quatre séries de relevés au chalut indépendants de la pêche (relevés synoptiques dans le bassin de la Reine-Charlotte, dans le détroit d'Hécate et sur la

côte ouest de l'île de Vancouver et relevé ciblant de multiples espèces dans le détroit d'Hécate), à une série de données sur les captures par unité d'effort (CPUE) rejetées axée sur la pêche et aux données sur la composition selon l'âge tirées des deux flottes commerciales et de trois des quatre relevés. Le modèle est fondé sur le cadre du modèle statistique intégré des prises selon l'âge (ISCAM; Martell 2011). On a choisi un modèle à deux flottes et deux sexes sur les conseils du Groupe de travail technique sur la plie à grande bouche. Du fait du dimorphisme sexuel et de la forte proportion de femelles (79 %) dans les prises, le stock a été modélisé en utilisant deux sexes. L'évaluation précédente du stock de plie à grande bouche reposait sur un seul sexe et reposait uniquement sur la modélisation de la population femelle (Grandin et Forrest 2017).

La pêche commerciale a été caractérisée par deux flottes (chalutiers congélateurs et flotte côtière) pour refléter les différences de sélectivité. Les prises commerciales ont été résumées par année de pêche (du 21 février au 20 février) et comprenaient les rejets estimés et les débarquements (figure 2). On pense qu'avant 1996, les prises de traits entiers ont été rejetées sans être déclarées. Cette importante quantité de rejets non déclarés avant 1996 n'a pas permis de reconstituer les prises antérieures à 1996 en raison de l'incertitude en cause. Par conséquent, toutes les données sur les prises avant la mise en place du niveau de présence à 100 % des observateurs en mer en 1996 ont été omises de cette évaluation.

Les paramètres de croissance et de maturité ont été estimés en dehors du modèle des prises selon l'âge et entrés dans le modèle comme paramètres fixes. Les données sur la composition selon l'âge par année ont été incluses pour les trois relevés synoptiques et les deux pêches commerciales. La pondération de la proportion selon l'âge était fondée sur un plan stratifié qui tenait compte de l'effort d'échantillonnage inégal entre les strates de profondeur et de la densité de la biomasse des traits (relevés) ou de la période trimestrielle au cours d'une année et du poids des prises par trait (pêche commerciale).

Le modèle de base de cette évaluation supposait une mortalité naturelle fixe de 0,2 pour les femelles et de 0,35 pour les mâles. Le modèle a estimé le taux de variation de la fonction stock-recrutement, la capturabilité pour chaque relevé et pour l'indice des CPUE rejetées, ainsi que la sélectivité selon l'âge pour chacun des trois relevés synoptiques et pour les deux flottes commerciales (figure 3).

L'ajustement du modèle a été effectué au moyen d'une procédure d'échantillonnage de Metropolis-Hastings selon la méthode de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCCM). À partir d'une chaîne d'une longueur totale de 10 millions d'échantillons, on a conservé chaque 5 000^e échantillon pour produire 2 000 échantillons MCCM (réduits à 1 000 après l'abandon des 1 000 premiers à titre de rodage) afin de générer une distribution a posteriori conjuguée pour les paramètres estimés.

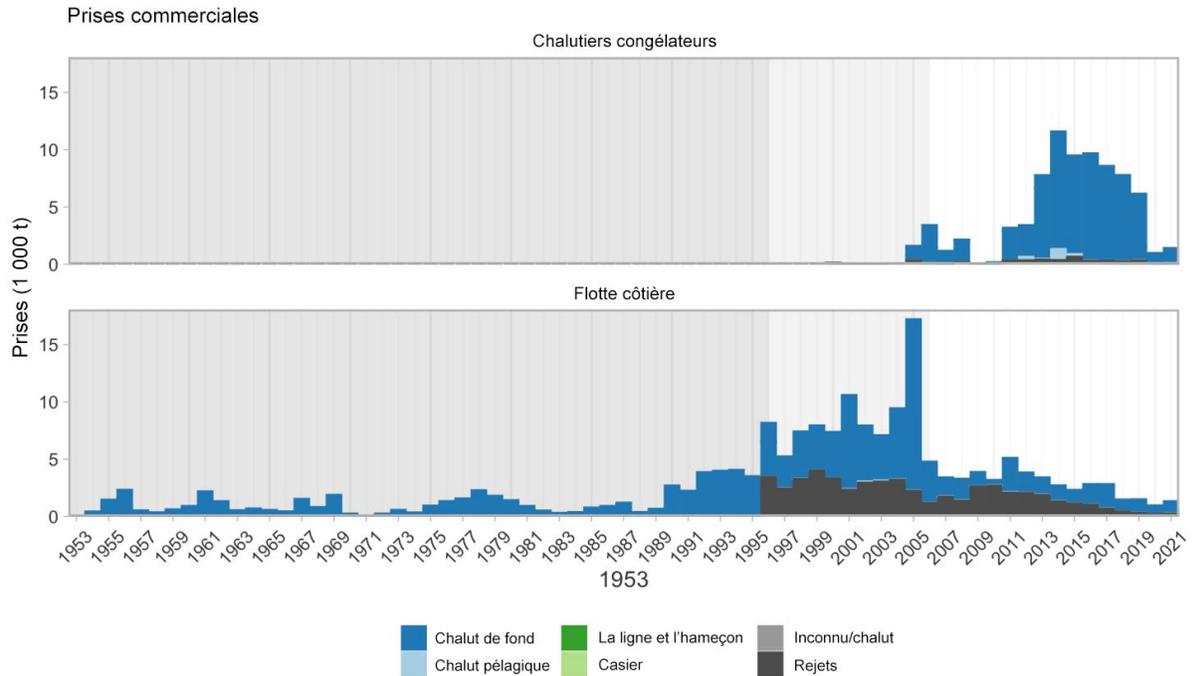


Figure 2. Prises commerciales de plie à grande bouche, par flotte. Chaque année commence le 21 février et se termine le 20 février de l'année suivante. Par exemple, 2005 représente toutes les prises du 21 février 2005 au 20 février 2006.

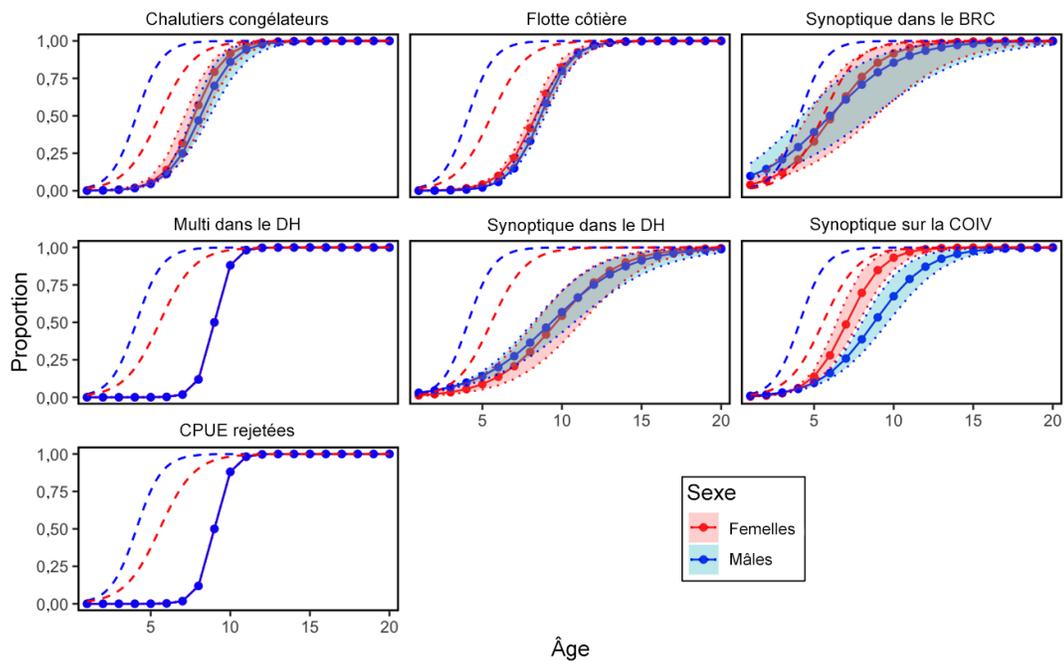


Figure 3. Sélectivité estimée et fixe, par sexe, pour le modèle de base. Les points montrent la sélectivité médiane estimée selon l'âge et les zones grisées indiquent les intervalles de crédibilité (IC) à 95 %. Les lignes pointillées simples sans IC (Multi dans le DH, CPUE rejetées) représentent les sélectivités fixes. Les lignes tiretées représentent la maturité selon l'âge d'après des courbes logistiques ajustées à la proportion de poissons matures selon l'âge.

Nous n'avons pas utilisé les points de référence fondés sur le RMD dans la présente évaluation pour produire l'avis, car ils sont fortement influencés par la relation entre les ogives de la maturité estimée et la sélectivité selon l'âge dans la pêche commerciale. En outre, la sélectivité dans la pêche commerciale a été estimée largement à droite de la maturité (figure 3), ce qui a été jugé invraisemblable. Les valeurs estimées de F_{RMD} (taux instantané de mortalité par pêche au RMD) étaient élevées, ce qui a donné des valeurs de U_{RMD} (taux d'exploitation annuel produisant le RMD) proches de la limite supérieure de 1. Ce résultat pourrait signifier que toute la biomasse vulnérable pourrait être prélevée sans que cela ait de répercussions sur le stock parce qu'une grande proportion de la biomasse mature a été évaluée comme n'étant pas vulnérable à la pêche, d'après la fonction de sélectivité estimée par le modèle. Cette conclusion n'a pas été jugée crédible et nous avons donc adopté des points de référence fondés sur B_0 pour ce stock.

L'avis aux gestionnaires est présenté ici sous la forme d'un tableau de décision qui fournit les probabilités que la biomasse soit inférieure aux points de référence ($PRL = 0,2B_0$; $PRS = 0,4B_0$), ainsi qu'une autre valeur pour le PRS ($0,35B_0$) pour une plage de niveaux de prises constantes. Les points de référence $PRL = 0,2B_0$ et $PRS = 0,4B_0$ avaient été convenus lors de la précédente évaluation de la plie à grande bouche (MPO 2015). Le PRL de $0,2B_0$ est un indicateur courant de la surpêche des recrues (Myers *et al.* 1994; Sainsbury 2008). L'équivalence de $0,2B_0$ à $0,4B_0$ suggère une hypothèse de production excédentaire de Schaefer. Le North Pacific Fishery Management Council (NPFMC) en Alaska utilise également un point de contrôle opérationnel supérieur de $0,4B_0$ en dessous duquel la mortalité par pêche F serait réduite (NPFMC 2020, Tier 3, 3b, p. 19). Certains participants à la réunion ont proposé la valeur de $0,35B_0$ comme solution de rechange étant donné que la courbe de production estimée n'est pas symétrique et que la valeur de $0,4B_0$ est parfois choisie comme indicateur de B_{RMD} (p. ex., Department of Agriculture and Water Resources de l'Australie 2018).

La biomasse reproductrice relative annuelle estimée pour le stock de l'ensemble de la côte a diminué depuis 2011, avec une tendance à l'aplatissement de 2020 à 2022 (figure 4). Cet aplatissement de la trajectoire de la biomasse a coïncidé avec la réduction de 14 kt à 5 kt du total autorisé des captures (TAC) en 2020 et, de ce fait, des prises commerciales (figure 2). Pour le modèle de base, la biomasse reproductrice médiane estimée au début de 2022 par rapport à la biomasse non exploitée à l'équilibre (B_{2022}/B_0) était de 0,37 (0,26 et 0,51; 2,5^e et 97,5^e centiles des résultats bayésiens, respectivement).

Les estimations médianes a posteriori des recrues d'âge 1 sont présentées à la figure 5. On a supposé que le recrutement suivait une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt avec un recrutement en l'absence de pêche estimé, R_0 , et un taux de variation h (avec une moyenne a priori de 0,85 et un coefficient de variation de 0,1). La grande variabilité des estimations pour 2020 et 2021 était attribuable au manque d'information dans les données pour ces années. Les résultats de l'évaluation révèlent une baisse du recrutement estimé depuis 2009 (figure 5).

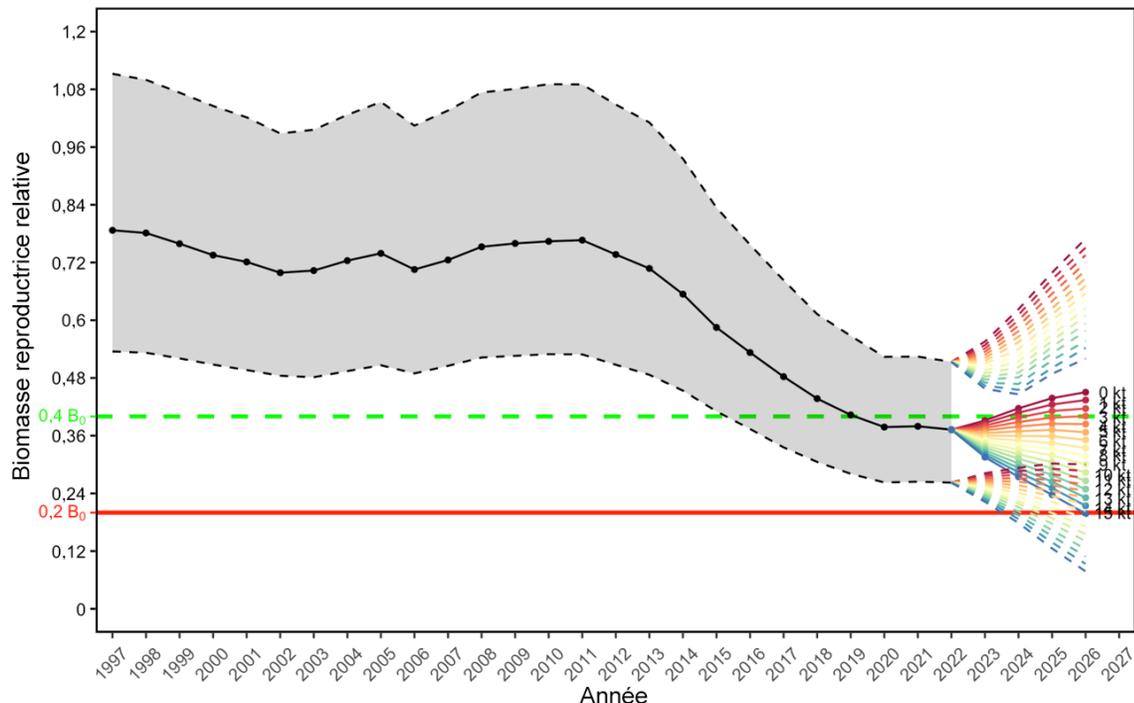


Figure 4. Biomasse reproductrice relative estimée (B/B_0) pour le modèle de base. La zone ombrée représente l'intervalle de crédibilité (IC) à 95 % et la ligne pleine avec des points représente la médiane. Les lignes horizontales indiquent le point de référence $0,2B_0$ (ligne rouge pleine) et le point de référence $0,4B_0$ (ligne verte tiretée) proposé. Les points colorés de 2023 à 2026 sont les médianes des valeurs a posteriori pour les niveaux de prises projetés, reliés par des lignes pleines; les lignes tiretées de 2023 à 2026 représentent les IC à 95 % pour ces valeurs a posteriori. Les valeurs des prises constantes sont indiquées sous forme de texte à droite des points finaux de chaque trajectoire projetée. Voir les probabilités que les valeurs soient inférieures aux points de référence et que le stock diminue pour chaque niveau de prises dans le tableau de décision (tableau 1).

Projections et points de référence

Le stock a été projeté sur quatre ans (figure 4, figure 6) en utilisant des écarts de recrutement échantillonnés aléatoirement entre 2010 et 2019, en supposant donc que le recrutement récent inférieur à la moyenne se poursuit (figure 5). Les estimations très incertaines du recrutement pour 2020 et 2021 ont été omises. L'axe des abscisses à la figure 6 représente la biomasse reproductrice relative pour une année projetée compte tenu des niveaux de prises de l'année précédente (axe des ordonnées). Les valeurs médianes de la biomasse de 2026 montrent que des prises de 3 kt ou moins donnent une biomasse de 2026 égale ou supérieure au PRS proposé de $0,4B_0$. Tous les autres niveaux de prises, à l'exception de 15 kt, donnent des valeurs de la biomasse se situant entre les points de référence $0,2B_0$ et $0,4B_0$. Le niveau de prises de 15 kt donne une biomasse de 2026 inférieure au PRL de $0,2B_0$. Toutefois, ces résultats sont fondés uniquement sur les valeurs médianes pour chaque niveau de prises. La figure 6 illustre également l'incertitude (IC à 95 % et à 50 %) pour chaque niveau de prises. Le panneau inférieur droit montre que pour des prises de 3 kt ou moins, la biomasse reproductrice relative médiane en 2026 sera égale ou supérieure à $0,4B_0$ et que des prises de 5 kt ou moins donneront une probabilité de plus de 0,95 (95 %) que la biomasse de 2026 soit supérieure à $0,2B_0$. Les valeurs précises liées à ces résultats se trouvent dans le tableau de décision (tableau 1).

Un tableau de décision indiquant les probabilités que chaque année projetée soit inférieure à $0,2B_0$ (PRL), à $0,4B_0$ (PRS proposé) et à $0,35B_0$ (autre PRS) est présenté (tableau 1). Il précise également les probabilités que la biomasse relative de chaque année projetée soit inférieure à celle de l'année précédente, compte tenu des niveaux de prises appliqués. Si l'on reprend l'exemple précédent de 5 kt, le tableau de décision montre qu'en 2026, la probabilité que la biomasse soit inférieure à $0,2B_0$ est de 0,004 (0,4 %).

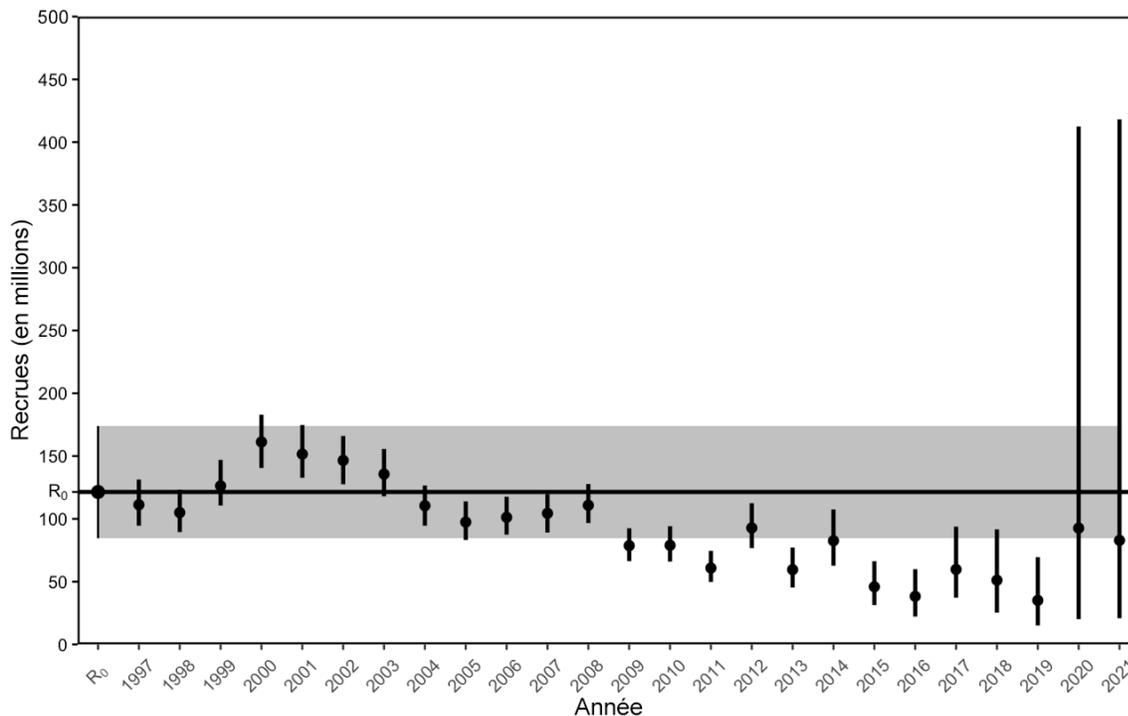


Figure 5. Recrutement de la plie à grande bouche d'après le modèle de base. Les points noirs sont les médianes des valeurs a posteriori, les lignes verticales noires sont les intervalles de crédibilité (IC) à 95 % pour les valeurs a posteriori, le point R_0 (recrutement en absence de pêche) est l'estimation médiane pour le paramètre de recrutement initial R_0 et la ligne verticale au-dessus de ce point et le ruban ombré le long de la série chronologique sont l'IC à 95 % pour R_0 .

Le taux d'exploitation de référence a été calculé en projetant le stock sur 50 ans pour déterminer les prises constantes et la mortalité par pêche F où le stock atteindrait $0,4B_0$, en supposant que le recrutement inférieur à la moyenne entre 2010 et 2019 se poursuive (tableau 2). Les écarts de recrutement dans ces projections ont été échantillonnés au hasard à partir des écarts estimatifs des 10 dernières années (de 2010 à 2019), en excluant les estimations très incertaines de 2020 et de 2021. La valeur calculée pour le taux d'exploitation de référence était de 0,105 de la population vulnérable par année ($U_{0,4B_0}$), équivalent à une exploitation annuelle d'environ 4,4 kt (tableau 2). En d'autres termes, si le recrutement se maintient aux niveaux observés entre 2010 et 2019 (figure 5), des prises totales annuelles (débarquements et rejets) de 4,4 kt devraient rapprocher la biomasse de $0,4B_0$ à long terme. Ce calcul supposait également que des facteurs comme la mortalité naturelle, le taux de croissance et la maturité selon l'âge demeuraient constants.

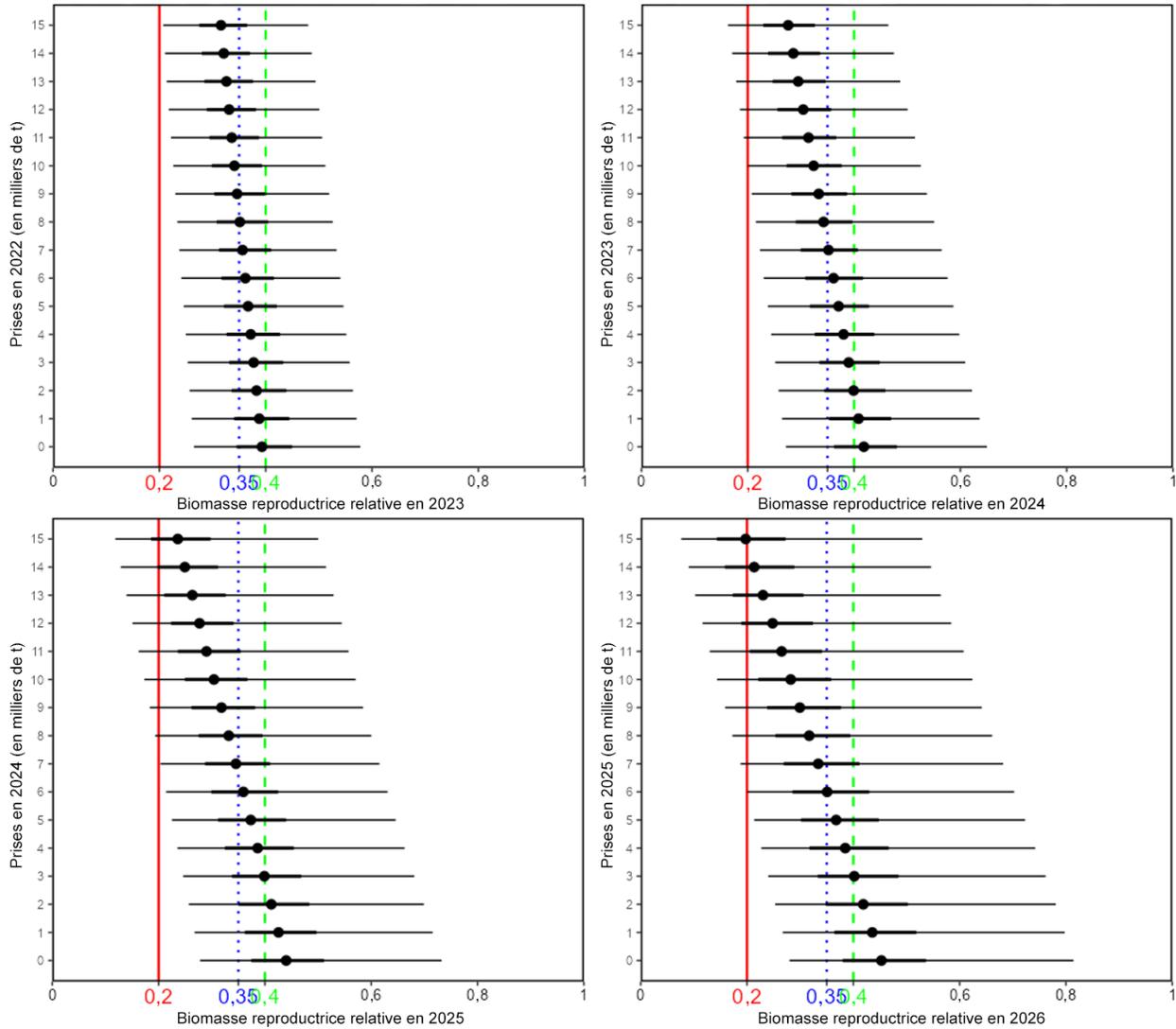


Figure 6. Biomasse reproductrice relative projetée de 2023 à 2026 d'après les prises de 2022. Les points noirs sont les médianes des valeurs a posteriori, les lignes épaisses sont l'IC à 50 % (de 25 % à 75 %) et les lignes minces sont l'IC à 95 % (de 2,5 % à 97,5 %). La ligne rouge pleine correspond au PRL ($0,2B_0$), la ligne bleue pointillée correspond à l'autre PRS ($0,35B_0$) et la ligne verte pointillée correspond au PRS proposé ($0,4B_0$).

Tableau 1. Tableau de décision pour le modèle de base indiquant les probabilités que la biomasse projetée soit inférieure à certains points de référence et seuils. Par exemple, pour des prises de 10 kt, la probabilité que la biomasse de 2023 soit inférieure au PRL de $0,2B_0$ est de 0,001, la probabilité qu'elle soit inférieure au PRS proposé de $0,4B_0$ est de 0,787 et la probabilité qu'elle soit inférieure à la biomasse de 2022 est de 0,922. Pour les projections au-delà de 2023 (de 2024 à 2026), les prises sont les mêmes pour chaque année projetée dans chaque ligne du tableau. Par exemple, pour des prises constantes de 10 kt chaque année, la probabilité que la biomasse diminue d'une année à l'autre est de 0,922 de 2022 à 2023, de 0,782 de 2023 à 2024, de 0,742 de 2024 à 2025 et de 0,770 de 2025 à 2026.

Prises (kt)	$P(B_{2023} < 0,2B_0)$	$P(B_{2024} < 0,2B_0)$	$P(B_{2025} < 0,2B_0)$	$P(B_{2026} < 0,2B_0)$	$P(B_{2023} < 0,35B_0)$	$P(B_{2024} < 0,35B_0)$	$P(B_{2025} < 0,35B_0)$	$P(B_{2026} < 0,35B_0)$	$P(B_{2023} < 0,4B_0)$	$P(B_{2024} < 0,4B_0)$	$P(B_{2025} < 0,4B_0)$	$P(B_{2026} < 0,4B_0)$	$P(B_{2023} < B_{2022})$	$P(B_{2024} < B_{2023})$	$P(B_{2025} < B_{2024})$	$P(B_{2026} < B_{2025})$
0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,262	0,171	0,118	0,107	0,543	0,410	0,352	0,315	0,044	0,093	0,161	0,233
1	0,000	0,000	0,000	0,000	0,286	0,210	0,168	0,161	0,576	0,461	0,401	0,377	0,162	0,165	0,233	0,304
2	0,000	0,000	0,000	0,001	0,307	0,260	0,227	0,236	0,602	0,512	0,447	0,434	0,262	0,251	0,307	0,373
3	0,000	0,000	0,001	0,001	0,331	0,307	0,298	0,295	0,633	0,556	0,512	0,495	0,418	0,227	0,370	0,434
4	0,000	0,001	0,001	0,001	0,362	0,349	0,355	0,367	0,657	0,606	0,573	0,574	0,570	0,429	0,427	0,508
5	0,000	0,001	0,001	0,004	0,387	0,400	0,411	0,430	0,675	0,642	0,629	0,633	0,669	0,516	0,495	0,567
6	0,001	0,001	0,001	0,010	0,436	0,440	0,466	0,496	0,701	0,689	0,685	0,687	0,748	0,587	0,565	0,624
7	0,001	0,001	0,006	0,023	0,472	0,498	0,525	0,571	0,719	0,724	0,735	0,739	0,815	0,656	0,613	0,669
8	0,001	0,001	0,013	0,050	0,500	0,552	0,597	0,644	0,741	0,790	0,777	0,780	0,856	0,710	0,671	0,707
9	0,001	0,004	0,026	0,092	0,525	0,598	0,657	0,700	0,764	0,824	0,811	0,813	0,898	0,753	0,706	0,742
10	0,001	0,008	0,047	0,143	0,559	0,646	0,713	0,745	0,787	0,843	0,847	0,836	0,922	0,782	0,742	0,770
11	0,002	0,012	0,082	0,208	0,584	0,696	0,750	0,782	0,815	0,869	0,869	0,865	0,942	0,907	0,769	0,798
12	0,003	0,022	0,125	0,268	0,619	0,742	0,796	0,821	0,836	0,892	0,882	0,884	0,954	0,831	0,789	0,820
13	0,004	0,036	0,174	0,337	0,643	0,786	0,833	0,838	0,854	0,907	0,901	0,899	0,964	0,856	0,807	0,841
14	0,004	0,054	0,230	0,421	0,673	0,827	0,853	0,862	0,881	0,923	0,914	0,909	0,971	0,875	0,829	0,862
15	0,005	0,083	0,300	0,506	0,698	0,854	0,874	0,888	0,892	0,932	0,927	0,924	0,977	0,893	0,850	0,876

Tableau 2. Taux de référence, calculés comme le taux constant auquel la pêche doit être effectuée chaque année par chaque flotte à long terme (50 ans) pour ramener la biomasse reproductrice relative à moins de 50 t de $0,4B_0$, si le recrutement moyen récent se maintient. Dans ce cas-ci, la routine a pu revenir à moins de 6,4 t de $0,4B_0$. Les taux instantanés de mortalité par pêche sont représentés par F et les taux d'exploitation annuels sont représentés par U . La dernière colonne indique les prises annuelles à long terme, par flotte, et les prises totales. Il s'agit de la valeur qui, si elle est atteinte chaque année à long terme, devrait rapprocher la biomasse de $0,4B_0$.

Flotte	$F_{0,4B_0}$	$U_{0,4B_0}$	Prises (kt)
Chalutiers congélateurs	0,066	0,064	1,566
Côtière	0,042	0,041	2,840
Total	-	-	4,406

Considérations écosystémiques et changements climatiques

Les considérations écosystémiques ont été examinées, notamment les prédateurs et les proies, l'état corporel et la température de l'eau. La plie à grande bouche est un prédateur généraliste (Fargo *et al.* 1981, Yang 1993, Wei *et al.* 2018). Des données sur les contenus stomacaux n'ont pas été recueillies lors des relevés utilisés dans cette évaluation. Cependant, selon les échantillons d'estomac prélevés au début des années 1990 dans le golfe d'Alaska, le régime alimentaire de la plie à grande bouche est dominé par le zooplancton, des poissons et des invertébrés benthiques (Yang 1993, Spies *et al.* 2019). Les euphausiacés représentaient près de 60 % de l'alimentation des juvéniles (< 20 cm), suivis du capelan à 24 %, mais les adultes avaient une alimentation plus diversifiée. Dans la même région et au cours de la même période, la prédation par la morue du Pacifique (*Gadus macrocephalus*), le flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*) et l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) représentait collectivement environ 10 % de la mortalité des plies à grande bouche adultes; la pêche des poissons plats au chalut en représentait 2 % (Spies *et al.* 2019). Les juvéniles étaient la proie des adultes et des goberges adultes et juvéniles, mais la mortalité totale des juvéniles due à ces sources était inférieure à 7 % de la production de juvéniles (Spies *et al.* 2019).

Le comportement migratoire de la plie à grande bouche n'est pas bien connu, mais selon certaines indications, les poissons plus grands pourraient migrer dans des eaux plus profondes en hiver et dans des eaux moins profondes en été (Rickey 1995, Fargo et Starr 2001). La fraie et l'éclosion se produisent en eaux profondes (> 350 m) le long de la bordure du plateau continental en automne et en hiver (Rickey 1995, Blood *et al.* 2007).

Un modèle géostatistique a été utilisé pour créer un indice des changements de l'état corporel (indice de condition). Dans l'ensemble, l'état corporel a légèrement diminué depuis 2014 au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, mais il a augmenté dans le bassin de la Reine-Charlotte vers 2013 à 2015 et est demeuré relativement stable dans les deux autres relevés. Il y a des signes de meilleur état dans les régions les plus profondes, ce qui peut expliquer l'indice d'état plus élevé pour le relevé sur la côte ouest de Haida Gwaii. Ni la température moyenne au fond en profondeur, ni l'abondance ne présentaient de corrélation nette avec l'état corporel. Outre l'état corporel, le réchauffement local a été associé à une augmentation de la biomasse de la plie à grande bouche immature dans les zones plus froides, mais à une diminution de la biomasse dans les classes de maturation dans les zones déjà plus chaudes (English *et al.* 2021).

Compte tenu des considérations écosystémiques susmentionnées et de la biologie connue de la plie à grande bouche, rien n'indique clairement que les conditions environnementales actuelles devraient modifier l'avis sur les prises dans cette évaluation.

Sources d'incertitude

L'avis présenté comporte deux principaux types d'incertitude : (1) l'incertitude liée aux paramètres du modèle dans l'évaluation et (2) l'incertitude structurelle découlant des processus et des données qui n'ont pas été inclus dans l'évaluation. Le premier type, l'incertitude liée aux paramètres, est présenté en termes d'intervalles de crédibilité a posteriori pour les paramètres et les variables d'état comme la biomasse, le recrutement et la mortalité par pêche. Cette incertitude a été exprimée dans les tableaux de décision et a été explorée davantage au moyen d'analyses de sensibilité. Le deuxième type, l'incertitude structurelle, a été testé au moyen d'analyses de sensibilité de la structure du modèle et de l'inclusion ou du retrait de données. Les analyses de sensibilité pour évaluer l'incertitude structurelle étaient les suivantes :

- modifier l'ampleur relative des erreurs de processus (recrutement) et d'observation;
- estimer la mortalité naturelle avec diverses valeurs a priori;
- établir des courbes de sélectivité égales à l'ogive de maturité pour tous les engins;
- estimer la sélectivité variable dans le temps pour le relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte en vue but d'améliorer l'ajustement de l'indice de relevé;
- remplacer les indices de relevé fondés sur un plan par des indices de relevé fondés sur un modèle géostatistique;
- supprimer l'indice des CPUE rejetées;
- modifier l'ogive de maturité pour exclure les poissons « en cours de croissance » ou « au repos »;
- établir la sélectivité pour que l'indice des CPUE rejetées soit égal à la sélectivité dans la pêche de la flotte côtière;
- fixer la sélectivité de tous les relevés pour qu'elle soit égale à la sélectivité dans la pêche de la flotte côtière.

La plupart des analyses de sensibilité ont produit des inférences semblables au sujet de l'épuisement relatif en 2022, à l'exception des suivantes. L'augmentation de la variance du recrutement présumée ou la diminution de l'erreur d'observation de l'indice présumé ont rapproché le stock de $0,2B_0$. Bien que l'erreur d'observation soit étayée par un échantillonnage lors des relevés, le degré le plus approprié de variance du recrutement est moins bien connu. L'estimation de la mortalité naturelle des femelles ou l'établissement de la sélectivité dans la pêche commerciale pour qu'elle soit égale à l'ogive de maturité ont placé le stock légèrement au-dessus de $0,4B_0$. L'établissement de la sélectivité dans les relevés pour la faire correspondre à la sélectivité dans la pêche de la flotte côtière a entraîné une augmentation de la biomasse à la fin de la série chronologique qui a été jugée irréaliste. Le modèle ne correspondait pas à l'indice du relevé synoptique dans le bassin de la Reine-Charlotte, ni à d'autres indices – l'indice diminuait plus lentement après 2015 que la prévision modélisée. L'analyse de sensibilité estimant la sélectivité variable dans le temps pour ce relevé a amélioré l'ajustement de l'indice, mais a donné de mauvaises estimations de la sélectivité, en lame de couteau à l'âge zéro pour certaines plages d'années et une sélectivité selon l'âge de zéro pour tous les âges des autres plages d'années.

L'ampleur des prises et des rejets avant 1996 est une source importante d'incertitude structurelle dans cette évaluation. Toutes les données recueillies avant l'instauration du niveau de présence à 100 % d'observateurs en mer en 1996 ont été omises de la présente évaluation sur la recommandation des conseillers de l'industrie et du groupe de travail technique sur la plie à grande bouche, comme cela avait été fait dans l'évaluation de 2015. On sait que de grandes quantités de plie à grande bouche ont été rejetées en mer en raison de la protéolyse de la chair si les prises n'étaient pas débarquées et congelées rapidement après la capture. Les méthodes d'analyse pour estimer les taux historiques de rejets n'ont pas été acceptées, car les prises de traits entiers étaient rejetées et le comportement à l'égard des rejets a changé au fil du temps.

L'estimation des courbes de maturité et de sélectivité est une source majeure d'incertitude dans cette évaluation qui rend difficile l'évaluation de la taille et de la productivité du stock. En particulier, la relation entre les courbes de maturité et de sélectivité dans la pêche est liée à l'estimation de la biomasse vulnérable (quantité de biomasse vulnérable à la pêche). Avec des courbes de sélectivité estimées très à droite des courbes de maturité, les pêches pourraient théoriquement récolter tous les poissons matures vulnérables sans compromettre la productivité de la population (puisqu'un grand nombre de poissons matures demeurent invulnérables aux engins). De plus, l'estimation de B_0 est liée à la productivité (R_0). Il existe d'autres méthodes d'estimation de B_0 qui ne sont pas présentées dans cette évaluation.

CONCLUSIONS ET AVIS

Pour le modèle de base, la biomasse reproductrice médiane estimée au début de 2022 (B_{2022}) était de $0,37B_0$ (0,26 et 0,51; 5^e et 95^e centiles des résultats bayésiens, respectivement). Le stock est actuellement considéré comme se trouvant dans la zone de prudence du MPO par rapport au PRL ($0,2B_0$) et au PRS proposé ($0,4B_0$), avec une probabilité proche de zéro d'être sous le PRL ($P(B_{2022} < 0,2B_0)$) et une probabilité de 0,66 d'être sous le PRS proposé ($P(B_{2022} < 0,4B_0)$).

Voici une liste des principales probabilités relevées dans les tableaux 1 et 2.

- Les projections de la biomasse montrent que si le recrutement faible et décroissant observé entre 2010 et 2019 se poursuit, des prises constantes de 4,4 kt par année (le taux d'exploitation de référence) se traduiraient par une valeur à long terme de la biomasse reproductrice égale à $0,4B_0$ (le PRS proposé). Cela équivaut à un taux d'exploitation de référence annuel de 0,105 de la population vulnérable.
- Il y a une probabilité supérieure à 0,5 que la biomasse reproductrice soit inférieure à $0,4B_0$ à tous les niveaux de prises, y compris pour des prises nulles, en 2023.
- Dans le modèle de base, il y a une probabilité inférieure à 0,01 que la biomasse reproductrice soit inférieure à $0,2B_0$ (le PRL) à tous les niveaux de prises en 2023.
- Il y a une probabilité supérieure à 0,5 que la biomasse reproductrice diminue de 2022 à 2023 pour tous les niveaux de prises supérieurs à 3 kt.
- Pour des prises annuelles constantes de 15 kt, la probabilité que la biomasse reproductrice soit inférieure à $0,2B_0$ (le PRL) en 2026 est de 0,506.

Le modèle d'évaluation estime que le stock de plie à grande bouche a un recrutement inférieur à la moyenne depuis 2004, que ce recrutement est devenu encore plus faible depuis 2009 et que ces déclin ont coïncidé avec la diminution des indices de relevé et les baisses de la biomasse reproductrice estimée. On propose que cette évaluation soit mise à jour dans deux ans lorsqu'un relevé supplémentaire aura été effectué dans chaque zone de la côte et qu'un

rapport sommaire à jour des données sur le poisson de fond (Anderson *et al.* 2019) soit consulté dans l'année intermédiaire pour surveiller les nouvelles données des relevés.

L'ampleur des prises et des rejets avant 1996, l'absence de relevés aléatoires stratifiés avant 2005 couvrant l'ensemble de la côte, l'estimation des courbes de maturité et de sélectivité, l'ampleur présumée de la variabilité du recrutement et l'estimation de B_0 sont des sources importantes d'incertitude dans cette évaluation qui rendent difficile l'estimation de la taille et de la productivité du stock. À plus long terme, la réalisation de cette évaluation selon une approche fondée sur une procédure de gestion (p. ex., Anderson *et al.* 2021) pourrait produire un avis à l'intention des gestionnaires qui traitera plus explicitement les incertitudes relevées dans ce système.

Recherches futures

Il manque des données sur la structure selon l'âge collectées dans le cadre de la pêche commerciale pour 2020 et 2021. L'absence de ces échantillons aurait eu une incidence minimale sur cette évaluation étant donné que la dernière année de données était 2021. Toutefois, l'absence de données sur l'âge dans la pêche commerciale peut avoir une incidence de plus en plus importante sur l'évaluation en ce qui concerne l'estimation de la sélectivité et du recrutement et le suivi des cohortes d'âges dans les données sur la composition. Des analyses rétrospectives pourraient être effectuées en excluant les données existantes sur l'âge dans la pêche commerciale afin d'évaluer partiellement cette incidence. Des analyses par simulation, y compris peut-être des simulations en boucle fermée, pourraient également évaluer cette incidence.

La collecte de données sur la maturité à partir d'échantillons prélevés en hiver (provenant de la pêche commerciale ou des relevés) pourrait aider à rapprocher la position des ogives de maturité par rapport aux courbes de sélectivité (figure 3) étant donné que cette espèce fraie en hiver, alors que tous les relevés structurés sont effectués au printemps, à l'été et à l'automne. De plus, des travaux futurs pourraient examiner divers traitements d'une B_0 dynamique (p. ex., Berger 2019).

Des recherches futures pourraient évaluer l'intégration plus explicite des variables environnementales liées aux changements climatiques dans les avis sur le stock de plie à grande bouche. On ne sait pas quel mécanisme devrait être utilisé, mais les options pourraient notamment relier les indices environnementaux à la mortalité naturelle et aux processus naturels de recrutement (p. ex., Stock et Miller 2021). D'autres options pourraient consister à ajuster la mortalité par pêche cible en fonction de la modélisation de l'écosystème (Howell *et al.* 2021) ou à l'aide d'une simulation en boucle fermée qui vise à trouver des procédures de gestion qui résistent aux incertitudes entourant les conditions environnementales futures (p. ex., Anderson *et al.* 2021).

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION¹

Nom	Prénom	Organisme d'appartenance
Anderson	Sean	MPO, Sciences
Anderson	Erika	MPO, Centre des avis scientifiques du Pacifique
English	Philina	MPO, Sciences
Finn	Deirdre	MPO, Gestion des pêches
Grandin	Chris	MPO, Sciences
Haggarty	Dana	MPO, Sciences
Haigh	Rowan	MPO, Sciences
Kronlund	Rob	Interface Fisheries Consulting
Mann	Shannon	Mariner Seafoods
Mason	Gwyn	MPO, Gestion des pêches
Mazur	Mackenzie	MPO, Sciences
Mose	Brian	Commercial Industry Caucus (pêche au chalut)
Muirhead-Vert	Yvonne	MPO, Centre des avis scientifiques du Pacifique
Obradovich	Shannon	MPO, Sciences
Sporer	Chris	Pacific Halibut Management Association
Starr	Paul	Canadian Groundfish Research and Conservation Society
Tadey	Rob	MPO, Gestion des pêches
Turris	Bruce	Canadian Groundfish Research and Conservation Society

¹ Cette liste de participants inclut les personnes présentes le 5 décembre 2022 lorsque cet avis scientifique a été rédigé. La liste complète des participants aux réunions des 19 et 20 octobre et du 5 décembre 2022 est incluse dans le compte rendu connexe.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion d'examen régional par les pairs du 19 au 20 octobre et le 5 décembre 2022 sur l'évaluation du stock de plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*) 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.
- Anderson, S.C., Forrest, R.E., Huynh, Q.C., Keppel, E.A. 2021. [Un cadre des procédures de gestion pour le poisson de fond en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/007. vi + 150 p.
- Berger, A.M. 2019. Character of temporal variability in stock productivity influences the utility of dynamic reference points. *Fisheries Research* 217: 185–197.
- Blood, D.M., Matarese, A.C., and Busby, M.S. 2007. Spawning, egg development, and early life history dynamics of Arrowtooth Flounder (*Atheresthes stomias*) in the Gulf of Alaska. U.S. Dep. Commer., NOAA Prof. Pap. NMFS 7: 28 p.
- Department of Agriculture and Water Resources. 2018. [Guidelines for the Implementation of the Commonwealth Fisheries Harvest Strategy Policy](#).
- Doyle, M.J., Debenham, C., Barbeaux, S.J., Buckley, T.W., Pirtle, J.L., Spies, I.B., Stockhausen, W.T., Shotwell, S.K., Wilson, M.T., and Cooper, D.W. 2018. [A full life history synthesis of Arrowtooth Flounder ecology in the Gulf of Alaska: Exposure and sensitivity to potential ecosystem change](#). *Journal of Sea Research* 142: 28–51.
- English, P.A., Ward, E.J., Rooper, C.N., Forrest, R.E., Rogers, L.A., Hunter, K.L., Edwards, A.M., Connors, B.M., and Anderson, S.C. 2021. [Contrasting climate velocity impacts in warm and cool locations show that effects of marine warming are worse in already warmer temperate waters](#). *Fish and Fisheries* 23(1): 239–255.
- Fargo, J., and Starr, P.J. 2001. [Turbot stock assessment for 2001 and recommendations for management in 2002](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/150. 70 p.
- Fargo, J., Lapi, L.A., Richards, J.E., and Stocker, M. 1981. Turbot biomass survey of Hecate Strait, June 9-20, 1980. *Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci.*: 1630: 84p.
- Grandin, C., and Forrest, R. 2017. [Arrowtooth Flounder \(*Atheresthes stomias*\) Stock Assessment for the West Coast of British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/025: 87 p.
- Howell, D., Schueller, A.M., Bentley, J.W., Buchheister, A., Chagaris, D., Cieri, M., Drew, K., Lundy, M.G., Pedreschi, D., Reid, D.G., and Townsend, H. 2021. [Combining ecosystem and single-species modeling to provide ecosystem-based fisheries management advice within current management systems](#). *Frontiers in Marine Science* 7.
- Martell, S. 2011. iSCAM users guide, version 1.0.
- MPO. 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#).
- MPO. 2015. [Évaluation du stock de plie à grande bouche \(*Atheresthes stomias*\) de la côte ouest de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/055.

- Myers, R.A., Rosenberg, A., Mace, P., Barrowman, N., and Restrepo, V. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES Journal of Marine Science* 51: 191-205.
- NPFMC. 2020. [Fishery Management Plan for Groundfish of the Gulf of Alaska](#).
- Rickey, M.H. 1995. Maturity, spawning, and seasonal movement of arrowtooth flounder, *Atheresthes stomias*, off Washington. *Fishery Bulletin* 93:1: 127–138.
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. Australian Fisheries Management Authority Report R2001/0999.
- Spies, I., Aydin, K., Ianelli, J., and Palsson, W. 2019. Assessment of the arrowtooth flounder stock in the Gulf of Alaska. NPFMC Gulf of Alaska SAFE: 92 p.
- Stock, B.C., and Miller, T.J. 2021. [The Woods Hole Assessment Model \(WHAM\): A general state-space assessment framework that incorporates time- and age-varying processes via random effects and links to environmental covariates](#). *Fisheries Research* 240: 105967.
- Yang, M.-S. 1993. Food Habits of the Commercially Important Groundfishes in the Gulf of Alaska in 1990. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-22: v + 150 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/

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-68240-2 N° cat. Fs70-6/2023-042F-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 plie à grande bouche (*Atheresthes stomias*) de la Colombie-Britannique en 2021. Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2023/042.

Also available in English:

DFO. 2023. *Arrowtooth Flounder (Atheresthes stomias) Stock Assessment for British Columbia in 2021*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2023/042.