



MISE À JOUR DE L'ÉTAT DU STOCK DE HARENG DU PACIFIQUE (*CLUPEA PALLASII*) DU DÉTROIT DE GEORGIA EN 2025

CONTEXTE

L'abondance du hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) en Colombie-Britannique est évaluée au moyen d'un modèle opérationnel fondé sur le cadre du modèle statistique spatialement intégré des prises de hareng selon l'âge, ajusté aux indices de relevés sur le frai, aux données sur la composition selon l'âge provenant des pêches et aux prises commerciales. Les simulations effectuées visent à évaluer le rendement des procédures de gestion par rapport à l'objectif de conservation, et la biomasse du stock reproducteur est évaluée en fonction des points de référence de la biomasse, notamment le point de référence limite (PRL), les points de référence supérieurs (PRS) proposés et la valeur de B_{RMD} . Il existe une option de quota pour la région d'évaluation du stock du détroit de Georgia, qui a été établie au moyen d'une procédure de gestion ajustée pour que l'objectif de conservation puisse être atteint.

La présente réponse des Sciences découle de la réunion régionale d'examen par les pairs du 22 septembre 2025 sur l'état des stocks de hareng du Pacifique du détroit de Georgia en 2025.

AVIS SCIENTIFIQUE

État du stock

- La biomasse du stock reproducteur, représentée par le modèle opérationnel, est supérieure au PRL (probabilité de 99 %) et est demeurée supérieure au PRS proposé pour la période productive, soit environ 67,31 kt (tableau 1) depuis le début des années 2010.
- La région principale d'évaluation du stock du détroit de Georgia est saine.

Tendances du stock

- Les estimations de l'ensemble de modèles indiquent que la valeur de la biomasse du stock reproducteur est supérieure à B_{RMD} et aux cinq PRS proposés pour la majeure partie de la série chronologique passée.
- Depuis l'augmentation observée en 2010, la biomasse du stock reproducteur a fluctué, atteignant des valeurs supérieures et inférieures à la biomasse du stock reproducteur non exploitée (B_0) au cours des dix dernières années.

Considérations liées à l'écosystème et aux changements climatiques

- Une analyse des données sur le hareng recueillies de 1988 à 2016 a permis d'établir que la biomasse et les états de productivité de trois des cinq principaux stocks de hareng du Pacifique étaient faibles; ces états ont servi à définir un PRL de $0,3 B_0$ pour les cinq stocks (Kronlund *et al.* 2018). Ce PRL est intégré à l'évaluation des stratégies de gestion (ESG) du hareng du Pacifique par l'intermédiaire d'un objectif de conservation consistant à maintenir

la biomasse du stock reproducteur au-dessus du PRL selon une probabilité élevée (minimum de 75 %). Pour les cinq stocks, le PRL établi est plus prudent que le PRL par défaut de $0,4 \cdot B_{RMD}$ mentionné dans la politique du Cadre pour la pêche durable de Pêches et Océans Canada (MPO 2009).

- Le cadre de gestion du hareng intègre la mortalité dépendante de la densité et le recrutement variable dans le temps dans l'ensemble de modèles opérationnels sur le hareng, en tenant compte, d'un point de vue mécaniste, de la mortalité attribuable à la prédation et des effets écosystémiques touchant cette espèce pélagique qui occupe une position intermédiaire dans le réseau trophique. Ces effets sont également inclus lors de la simulation de points de référence et de l'évaluation du rendement des procédures de gestion.
- En plus, chaque région principale d'évaluation du stock est modélisée au moyen de données sur les caractéristiques du cycle vital et les pressions écosystémiques à l'échelle régionale.

Avis sur le stock

- Une option de quota de 13 054 tonnes métriques a été établie pour 2026 au moyen d'une procédure de gestion ajustée pour que l'objectif de conservation puisse être atteint. Cette procédure de gestion applique un taux d'exploitation cible maximal de 14 % à la biomasse du stock reproducteur prévue pour 2026.

FONDEMENT DE L'ÉVALUATION

Détails de l'évaluation

La région du détroit de Georgia fait partie des cinq régions principales d'évaluation des stocks de hareng du Pacifique. Des avis concernant l'autre région principale et les deux régions secondaires d'évaluation des stocks sont présentés dans les documents MPO (Sous presse a) et MPO (Sous presse b).

Les stratégies de pêche pour le hareng du Pacifique du détroit de Georgia sont élaborées dans le cadre d'un processus d'évaluation des stratégies de gestion (ESG), qui vise à réunir les Premières Nations et les intervenants des pêches, ainsi qu'à mettre en commun leurs objectifs, les données de suivi et les modèles quantitatifs pour que des avis sur les prises soient formulés grâce à des règles de décision reproductibles et transparentes. Le fondement technique d'une ESG est la mise à l'essai de simulations évaluant le rendement de procédures de gestion par rapport aux objectifs de gestion de la pêche. Les simulations relatives au hareng du détroit de Georgia sont générées par le modèle opérationnel propre au stock, qui est fondé sur le cadre du modèle statistique spatialement intégré des prises de hareng selon l'âge (MSSIPHA; MPO 2023a).

Le modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA estime la biomasse du hareng du détroit de Georgia de 1951 à 2023 selon les séries chronologiques antérieures des indices de relevés sur le frai (figure 1), des données de la composition selon l'âge provenant des pêches et de la composition biologique, et des données issues de la pêche commerciale. Voici les principales hypothèses du modèle opérationnel : une mortalité dépendante de la densité, un indice des relevés sur le frai qui intègre (combine) les observations des relevés de surface et par plongée, les données sur la période de pêche commerciale et les prises connexes en fonction de l'engin utilisé (figure 2), et une fonction de vraisemblance associée aux erreurs corrélées parmi les

données sur la composition selon l'âge. Les avis scientifiques à l'appui de l'approche écosystémique de la gestion des pêches du MPO sont représentés par une mortalité naturelle dépendante de la densité et un recrutement variable dans le temps, en vue d'illustrer l'effet net des répercussions écosystémiques sur la mortalité du hareng du Pacifique qui ne sont pas directement observables (p. ex. prédation anticompensatoire).

Un ensemble pondéré de cinq modèles opérationnels fondés sur le MSSIPHA est utilisé aux fins d'évaluation des procédures de gestion. Cette approche a été choisie pour tenir compte de l'incertitude future associée aux deux paramètres de productivité : le taux de variation stock-recrutement (h), qui influe sur la productivité lorsque la taille du stock est faible; la limite inférieure de la mortalité naturelle (M_b), qui représente le taux de mortalité moyen lorsque la taille du stock est élevée. L'incertitude liée à h est particulièrement élevée, car l'abondance du hareng du détroit de Georgia a rarement diminué suffisamment pour que le modèle dispose d'une bonne indication de ce que h devrait être. Des renseignements détaillés sur cet ensemble de modèles opérationnels figurent à l'annexe A.

L'ensemble de modèles opérationnels simule la dynamique des populations de hareng selon les procédures de gestion proposées sur une période de projection de 15 ans (2024 à 2038) afin de générer des distributions de la biomasse et des résultats du rendement de la pêche, ainsi que des statistiques de rendement liées aux objectifs de gestion de la pêche (voir la section « Objectifs de gestion »). Dans le présent document, nous présentons une procédure de gestion qui a été ajustée pour que l'objectif de conservation puisse être atteint (c.-à-d. $P(B_t \geq 0,3 B_0) \geq 0,75$) afin d'assurer sa conformité avec l'objectif du PRL du hareng et les politiques du Cadre pour la pêche durable du MPO et du Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution, conformément au [cadre de référence](#).

Année d'approbation de l'approche d'évaluation

Le cadre du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA que nous avons mis en œuvre pour le hareng du Pacifique du détroit de Georgia a été examiné et approuvé par le Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) en juin 2023 (MPO 2023a).

Type d'évaluation

Évaluation complète, processus d'ESG, mise à jour de la procédure de gestion et de la règle de contrôle des prises.

Date de l'évaluation la plus récente

1. Dernière évaluation complète : le présent document (2025).

Approche d'évaluation du stock

1. Catégorie générale : processus d'ESG complet au moyen d'un ensemble de modèles opérationnels s'appliquant à un seul stock, effectué tous les trois ans.
2. Catégorie spécifique : fondée sur des indices, modèle état-espace, modèle statistique des prises selon l'âge, relation stock-recrutement de Beverton-Holt, et mortalité naturelle dépendante de la densité et variable dans le temps.

Le cadre du MSSIPHA (Johnson *et al.* En prép¹) estime l'état du stock de hareng du Pacifique du détroit de Georgia et effectue les calculs liés au quota pour la saison 2025 à 2026 à l'aide de la procédure de gestion ajustée à l'objectif de conservation.

Hypothèse relative à la structure du stock

Selon le cadre d'évaluation actuel, les cinq différentes régions d'évaluation des stocks de hareng du Pacifique en Colombie-Britannique seraient homogènes. Cette hypothèse est conforme aux résultats décrits dans le document de Beacham *et al.* (2008), qui ont évalué la structure des populations en étudiant la variation des microsatellites, mais ont trouvé peu de données probantes indiquant la présence d'une sous-structure génétique dans les régions d'évaluation des stocks.

Une analyse plus récente des données génomiques réalisée par Petrou *et al.* (2021) montre que la période de reproduction détermine la structure des populations de hareng du Pacifique. D'autres recherches visant à étudier davantage la structure spatio-temporelle des populations de hareng de la Colombie-Britannique sont en cours.

Le cadre utilisé ne tient pas compte de la possibilité des déplacements ou migrations entre les régions d'évaluation des stocks, de la structure du stock à petite échelle ni de l'incertitude relative à la structure du stock. Toutefois, la dynamique de la structure du stock de hareng à petite échelle est prise en compte au niveau opérationnel lors de la gestion des activités de pêche commerciale sur le terrain, c.-à-d. au moyen de restrictions liées aux engins ou de fermetures de zones (comme le décrit le Plan de gestion intégrée des pêches annuel).

Le hareng du détroit de Georgia fraye principalement en mars, à divers sites et à des moments variables (figure 1). Des renseignements sur la période et les sites de fraie sont présentés dans le rapport sommaire sur les données du détroit de Georgia de 2025 (en anglais seulement). Après la fraie, les harengs du détroit de Georgia matures migrent jusqu'à la côte ouest de l'île de Vancouver, où ils partagent une aire d'alimentation pendant l'été et l'automne avec les harengs qui frayent à cet endroit. Il semble aussi y avoir des indications de l'existence d'un cycle vital non migratoire, étant donné que des harengs adultes ont également été observés dans la mer des Salish pendant les mois d'été. Les études génétiques réalisées par le passé n'ont pas permis de déterminer la structure du stock à petite échelle au sein de la zone de gestion du détroit de Georgia (Beacham *et al.* 2008). Toutefois, une analyse fondée sur le polymorphisme mononucléotidique (semblable à celle décrite dans Petrou *et al.* [2021]) sert actuellement à mettre à jour les données génétiques de référence liées aux frayères du détroit de Georgia, ce qui pourrait générer de nouveaux renseignements sur la structure du stock.

¹ Johnson, S.D.N., Cox, S.P., Cleary, J.S., Benson, A.J., Power, S.J.H. et Rossi, S.P. En préparation. Application d'un nouveau cadre de modélisation pour l'évaluation des principaux stocks de hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) et son intégration au processus d'évaluation des stratégies de gestion. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.



Figure 1. Graphique du haut : distribution spatiale du frai de hareng (biomasse du frai ajustée) de 1951 à 2025. Les diamants indiquent que les données sur la biomasse du frai sont incomplètes. Graphique du bas : distribution spatiale des prises de hareng déclarées (en tonnes) de 1951 à 2025 dans le cadre des pêches minotière, du hareng rogué, du hareng de consommation et du hareng-appât, et à usage spécial. Les rangées indiquent les sections de la région d'évaluation du stock de hareng.

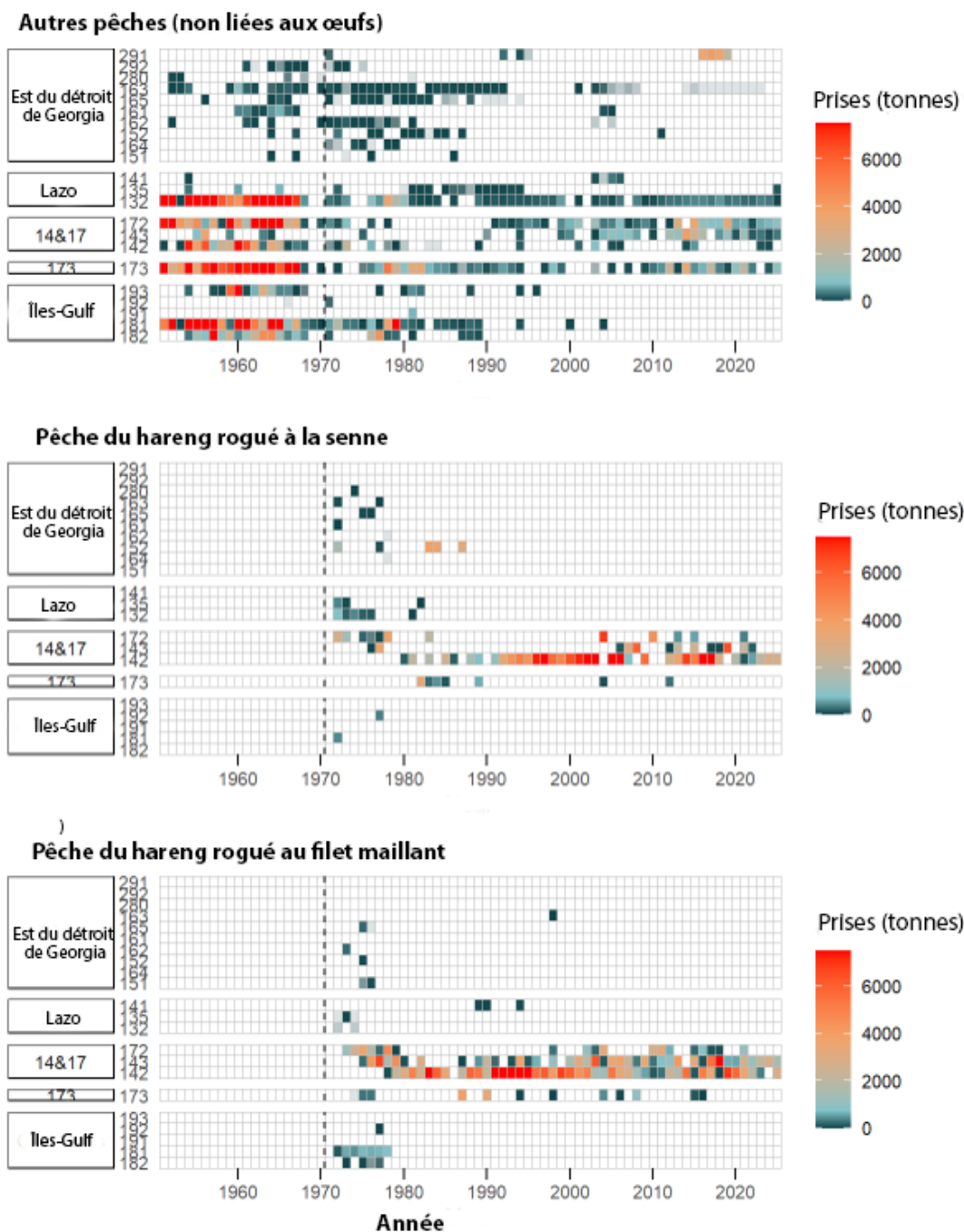


Figure 2. Distribution spatiale des prises de hareng déclarées (en tonnes) entre 1951 et 2025, dans le cadre des pêches minotière, du hareng de consommation et du hareng-appât et à usage spécial (graphique du haut), de la pêche du hareng rogué à la senne (graphique du milieu) et de la pêche du hareng rogué au filet maillant (graphique du bas).

Points de référence

Les points de référence biologiques sont utilisés à titre de fondement pour certains objectifs de pêche et à titre de mesures de rendement pour les évaluations des procédures de gestion. Ces

mesures comprennent diverses proportions de B_0 (biomasse du stock reproducteur non exploitée) et de B_{RMD} (biomasse au rendement maximal durable). La figure 3 montre la position relative des points de référence biologiques associés au modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA (annexe A). La courbe de rendement à l'équilibre suppose que le rendement est réparti entre les pêches (c.-à-d. à la senne, au filet maillant, du hareng de consommation et du hareng-appât et/ou d'œufs sur varech) selon la proportion moyenne des prises totales débarquées par chaque pêche au cours des 20 dernières années de pêche. Pour les zones où la récolte d'œufs sur varech est pratiquée (c.-à-d. le district de Prince Rupert), les prises sont converties en poissons entiers équivalents (Johnson *et al.* En prép¹).

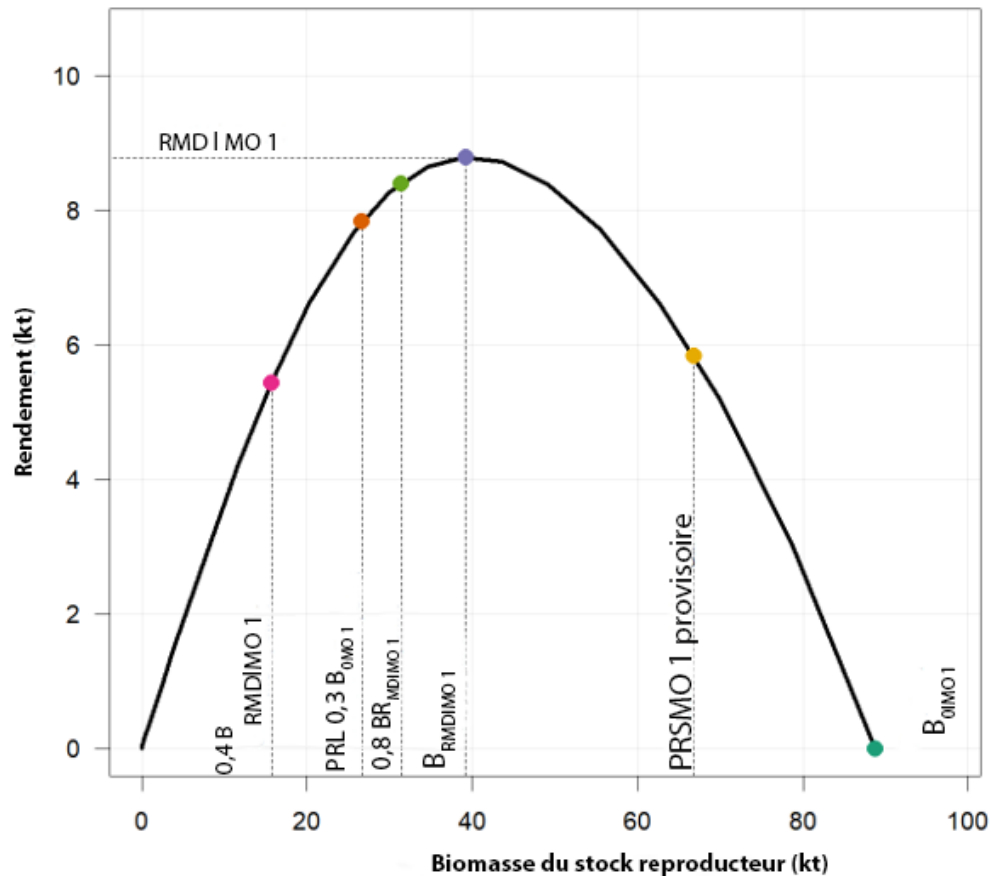


Figure 3. Courbe de rendement à l'équilibre pour la biomasse du stock reproducteur produite par le modèle opérationnel pour le hareng du détroit de Georgia. La ligne horizontale tiretée indique l'estimation du rendement maximal durable (RMD) du modèle opérationnel, et les segments de lignes verticales représentent les points de référence de la biomasse, notamment, de droite à gauche, la biomasse non exploitée (B_0), le point de référence supérieur (PRS) provisoire ($0,8 \bar{B}_{1998:2007}$), la biomasse optimale moyenne produisant le RMD (B_{RMD}), le PRS par défaut établi par la politique du MPO (80 % de B_{RMD}), le point de référence limite du hareng (point de référence limite [PRL] = $0,3 B_0$) et le PRL par défaut établi par la politique du MPO ($0,4 B_{RMD}$).

- Point de référence limite (PRL) : Le PRL actuel ($0,3 B_0$), estimé à l'aide de l'ensemble de modèles opérationnels fondés sur le MSSIPHA, est de 27,1 kt, où B_0 est l'estimation de la moyenne à long terme de la biomasse du stock reproducteur non exploitée (Kronlund *et al.* 2018; Forrest *et al.* 2023) (annexe A). Ce PRL est plus élevé que le PRL par défaut de

0,4 B_{RMD} mentionné dans la politique du Cadre pour la pêche durable du MPO (MPO 2009) et il s'agit d'un choix de limite plus prudent.

- Point de référence supérieur du stock (PRS) : Le PRS provisoire actuel ($0,8 \bar{B}_{1998:2007}$), estimé au moyen de l'ensemble de modèles opérationnels fondés sur le MSSIPHA, est de 67 kt (tableau 1; figure 3). Les PRS proposés ont été mentionnés pour la première fois dans Cleary *et al.* (2019), et une analyse officielle des options de PRS a été menée en 2022 (MPO 2023b). À la suite d'activités de consultation, la Gestion des ressources du MPO a établi un « PRS provisoire » de $0,8 \bar{B}_{1998:2007}$, d'abord dans le cadre du plan de gestion intégrée des pêches de 2022 à 2023, auquel le PRS a été intégré en tant que mesure de rendement aux fins d'évaluation des procédures de gestion. Des activités de consultation sont en cours aux fins de sélection du PRS du hareng du détroit de Georgia. Par conséquent, nous prenons en considération cinq PRS proposés en tant que mesures de rendement dans la présente analyse : $0,8 B_{RMD}$ (estimé cette année) et les quatre PRS proposés, présentés en tant qu'indicateurs de B_{RMD} (MPO 2023b).
- Point de référence cible (PRC) : Les PRC du hareng du détroit de Georgia n'ont pas encore été définis. Un objectif de biomasse cible reposant sur le PRS a été suggéré dans le cadre du processus d'ESG du hareng, mais le choix d'un PRS définitif pour le hareng du détroit de Georgia nécessite davantage d'activités de consultation.
- Taux d'exploitation de référence (TER) : Le TER maximal par défaut est F_{RMD} pour les stocks de poissons ciblés par la pêche commerciale (MPO 2013). Pour le hareng du détroit de Georgia, aucun TER maximal n'a encore été établi parce que le processus d'ESG est utilisé pour sélectionner une procédure de gestion qui respecte l'objectif de conservation consistant à maintenir la biomasse du stock au-dessus du PRL selon une probabilité élevée, avec un taux d'exploitation égal ou inférieur à U_{RMD} .

Points de référence sur l'écosystème

Voici comment les considérations écosystémiques sont intégrées à l'objectif de conservation du hareng du détroit de Georgia.

1. Établir un PRL de $0,3 B_0$ fondé sur une analyse de la productivité du stock (Kronlund *et al.* 2018). Le PRL de $0,3 B_0$ pour l'ensemble de modèles opérationnels du stock est d'environ $0,7 B_{RMD}$ (annexe A). Ce PRL est supérieur au PRL par défaut de $0,4 B_{RMD}$ (MPO 2009) et, également, à la limite prudente non stricte de $0,5 B_{RMD}$, utilisée dans le cadre des pêches néo-zélandaises (Shelton et Sinclair 2008).
2. Inclure le recrutement variable dans le temps pour tenir compte des changements touchant la force des classes d'âge et la taille des harengs selon l'âge.
3. Intégrer la mortalité dépendante de la densité pour modéliser la mortalité par prédation, en représentant la position du hareng à titre d'espèce fourragère dans le réseau trophique.

D'autres recherches en cours visent à déterminer des indicateurs écosystémiques fondés sur des données probantes pour les stocks de hareng de la Colombie-Britannique aux fins d'inclusion dans le cadre du modèle opérationnel (Boldt *et al.* 2025).

Objectifs de gestion

Le principal objectif de gestion de la pêche (MPO 2020) repose sur le PRL et est appelé « objectif de conservation » :

1. Maintenir la biomasse du stock reproducteur à un niveau égal ou supérieur au PRL selon une probabilité d'au moins 75 % sur trois générations de hareng du Pacifique ou 15 ans (c.-à-d. éviter une biomasse limite; $P(B_t \geq 0,3 B_0) \geq 0,75$).
2. Trois objectifs supplémentaires sont présentés aux fins de considération lorsque l'exigence liée au PRL est remplie :
 - a. maintenir la biomasse du stock reproducteur à un niveau égal ou supérieur au PRS selon une probabilité d'au moins 50 % sur trois générations de hareng du Pacifique (c.-à-d. atteindre une biomasse cible; $P(B_t \geq B_{cible}) \geq 0,50$);
 - b. maintenir la variabilité annuelle moyenne (VAM) des prises en deçà de 25 % sur trois générations de hareng du Pacifique (c.-à-d. réduire au minimum la variabilité des prises; $VAM < 0,25$);
 - c. maximiser les prises annuelles moyennes sur trois générations de hareng du Pacifique (c.-à-d. maximiser les prises moyennes).
3. Le MPO collabore aussi avec des Premières Nations côtières afin d'établir des objectifs propres à la région dans le cadre de la pêche autochtone, et mobilise des intervenants de l'industrie de la pêche du hareng ainsi que des organisations gouvernementales et non gouvernementales pour définir des objectifs plus globaux liés à la conservation, à l'économie et à l'accès à la pêche.

État du stock selon l'ensemble de modèles opérationnels

L'état du stock du détroit de Georgia découle de l'ensemble de modèles opérationnels fondés sur le MSSIPHA, qui est représenté comme un modèle opérationnel unique avec une incertitude représentant divers niveaux de productivité fondés sur des recherches antérieures (annexe A).

L'état du stock de 2023, établi au moyen de l'ensemble de modèles opérationnels, est présenté dans la section « Analyse selon l'évaluation des stratégies de gestion ».

Au sein des Sciences du MPO, des membres de la région du Pacifique procéderont à la mise à jour du modèle opérationnel pour le hareng du détroit de Georgia tous les trois ans, selon les recommandations du MPO (2023a), et comme le décrit le tableau 3. En 2027, le MSSIPHA sera ajusté à de nouvelles données issues de relevés et de la pêche dans le détroit de Georgia (ce qui prolongera la série chronologique passée), et les procédures de gestion seront réévaluées en fonction des objectifs de gestion de la pêche découlant des modèles opérationnels à jour. De nouveaux objectifs, mesures de rendement et hypothèses pourraient également être intégrés au processus d'ESG à ce moment-là.

Durant les années intermédiaires (2024, 2025 et 2026), le modèle opérationnel ainsi que toutes les valeurs découlant de celui-ci restent les mêmes. Le modèle d'estimation sert à générer des estimations provisoires de la biomasse du stock reproducteur non exploitée, de la biomasse du stock reproducteur actuelle et de la projection de la biomasse du stock reproducteur un an à l'avance. Ces estimations sont toutes utilisées à titre de données d'entrée pour la règle de contrôle des prises associée à la procédure de gestion servant à calculer un quota annuel ou un total autorisé des captures (TAC).

Règle de décision sur les prises et règle de contrôle des prises

L'ESG du hareng produit un avis concernant l'exploitation durable du hareng du détroit de Georgia à l'aide de procédures de gestion mises à l'essai par simulations. Ces simulations

servent à déterminer le taux d'exploitation cible maximal associé à une procédure de gestion, qui permettra d'atteindre l'objectif de conservation établi. Les procédures de gestion sont évaluées selon une période de projection de 15 ans (trois générations du hareng du Pacifique), et le rendement simulé est mesuré en fonction d'une série de paramètres liés à la pêche fondés sur des points de référence biologiques et des résultats de la pêche. Une description complète est fournie à la section « Projections ».

La composante de la règle de contrôle des prises (RCP) de chaque simulation visant à mettre à l'essai une procédure de gestion est une fonction en forme de « bâton de hockey » définie par des points de contrôle inférieurs et supérieurs, ainsi que par un taux d'exploitation cible maximal (Cox *et al.* 2013). Trois RCP, pour lesquelles les points de contrôle et le taux d'exploitation cible maximal diffèrent (figure 4), sont présentées. Ces RCP ont été choisies d'après des recherches antérieures ayant démontré que le taux d'exploitation est le principal facteur qui détermine le rendement de la conservation du hareng (Cleary *et al.* 2010).

Chaque RCP est une progression linéaire, de l'absence de pêche lorsque la biomasse est faible jusqu'à un taux d'exploitation cible maximal lorsque la biomasse est élevée. En outre, les taux d'exploitation cibles diminuent progressivement à mesure que la biomasse diminue, afin que la pêche ferme progressivement à mesure que la biomasse diminue, ce qui réduit la probabilité que la biomasse chute en deçà du PRL. De même, elle permet l'ouverture progressive de la pêche à mesure que la biomasse augmente, et contrôle les taux d'exploitation, qui demeurent faibles jusqu'à ce que la biomasse du stock augmente. Les limites de la RCP progressive correspondent aux points de contrôle inférieur et supérieur, qui sont les niveaux de biomasse où le taux d'exploitation cible change pour des valeurs établies. Au point de contrôle inférieur, les RCP du hareng du détroit de Georgia indiquent un taux d'exploitation cible de 0 %, et au point de contrôle supérieur, un taux d'exploitation cible maximal.

L'avis sur les prises durables présenté pour le hareng du détroit de Georgia lors de la saison 2025 à 2026 provient de la procédure de gestion ajustée pour que l'objectif de conservation puisse être atteint. Pour cette procédure de gestion, la composante de RCP est associée à des points de contrôle inférieurs et supérieurs fixés à 30 % et à 60 % de la biomasse du stock reproducteur non exploitée, respectivement, et à un taux d'exploitation cible maximal de 14 % (figure 4). Il convient toutefois de noter que le taux d'exploitation cible maximal pourrait être différent pour différentes procédures de gestion. Les points de contrôle des RCP sont étudiés dans le cadre du processus d'ESG depuis 2018, avant que des PRS provisoires soient établis pour chaque région d'évaluation du stock. Le point de contrôle supérieur n'est pas destiné à représenter le PRS. L'annexe A présente le rendement des procédures de gestion lorsque les deux RCP de rechange sont utilisées, aux fins de comparaison.

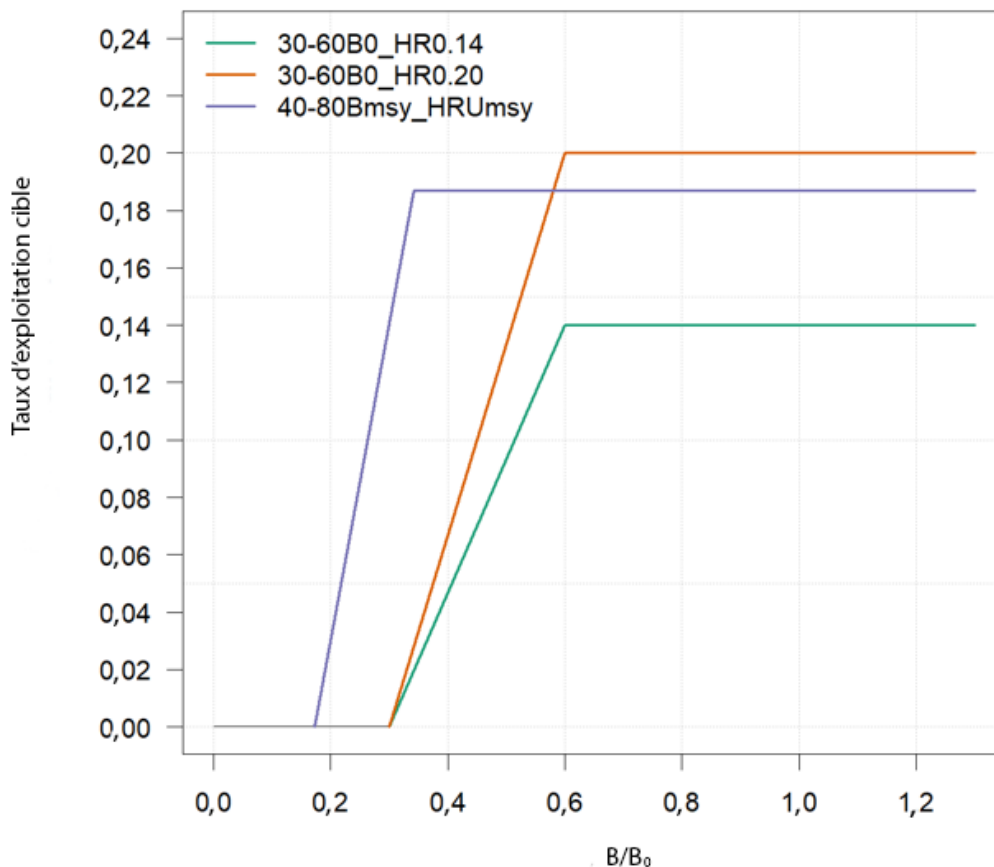


Figure 4. Trois règles de contrôle des prises (RCP) des procédures de gestion associées au hareng du détroit de Georgia. La ligne verte représente la procédure de gestion ajustée pour que l'objectif de conservation puisse être atteint sur une période de projection de 40 ans, pour le modèle opérationnel (avec une mortalité naturelle dépendante de la densité) et un taux d'exploitation cible maximal de 14 %. La ligne orange représente une autre RCP en forme de « bâton de hockey » associée au taux d'exploitation cible maximal de 20 % utilisé précédemment, et la ligne violette représente la RCP par défaut de Pêches et Océans Canada, associée à un taux d'exploitation cible maximal établi à U_{RMD} , ainsi qu'à des points de contrôle de $0,4 B_{RMD}$ et de $0,8 B_{RMD}$.

Évaluation du rendement lors des années intermédiaires et circonstances exceptionnelles

Pour chaque année intermédiaire, trois indicateurs seront examinés et comparés à la plage de valeurs simulées grâce à l'ensemble de modèles opérationnels dans le but de repérer des circonstances exceptionnelles. Ces trois indicateurs sont les prises prélevées, l'indice de relevés et la biomasse du stock reproducteur estimée par les modèles. Tout écart inhabituel par rapport à la plage d'incertitude associée à l'ensemble de modèles opérationnels serait étudié sur les plans de la gravité et des répercussions possibles sur le rendement de la procédure de gestion. Le réexamen des modèles opérationnels et la réévaluation des procédures de gestion au moyen d'une simulation au cours des années intermédiaires seront considérés. Par exemple, des prises prélevées pendant l'année précédente qui dépasseraient largement le TAC établi par la procédure de gestion ou un indice de relevés qui serait bien en deçà de l'indice projeté indiqueraient une circonstance exceptionnelle nécessitant un examen. En cas de circonstances exceptionnelles, d'autres critères seraient considérés au cas par cas. Par exemple, une situation où les données de relevés requises pour la mise en œuvre de la procédure de gestion n'étaient pas disponibles pour une année donnée correspond également à un type de circonstance exceptionnelle qui nécessiterait un examen.

Données

Il existe trois types de données d'entrée utilisées dans le cadre de l'évaluation des stocks de hareng du Pacifique : les données sur les prises, les données biologiques et l'indice de relevés indépendant de la pêche. Cet indice comprend deux catégories de relevés : les relevés de surface et les relevés par plongée. La combinaison des deux catégories en un seul indice permet de bien tenir compte des années pendant lesquelles ces deux types de relevé ont lieu. Il s'agit également d'une caractéristique du nouveau MSSIPHA.

Des renseignements sur les données du détroit de Georgia sont présentés dans le rapport sommaire sur les données du détroit de Georgia de 2025 (en anglais seulement).

ANALYSE SELON L'ÉVALUATION DES STRATÉGIES DE GESTION

L'état et les tendances du stock de hareng du détroit de Georgia sont représentés par l'ensemble de modèles opérationnels au moyen de la série chronologique passée (1951 à 2023) et de six indicateurs (figure 5). Ces tendances sont semblables à celles présentées pour le hareng du détroit de Georgia dans le cadre d'évaluations du stock antérieures (MPO 2025), et les sources des données ainsi que le choix d'indicateurs sont presque identiques.

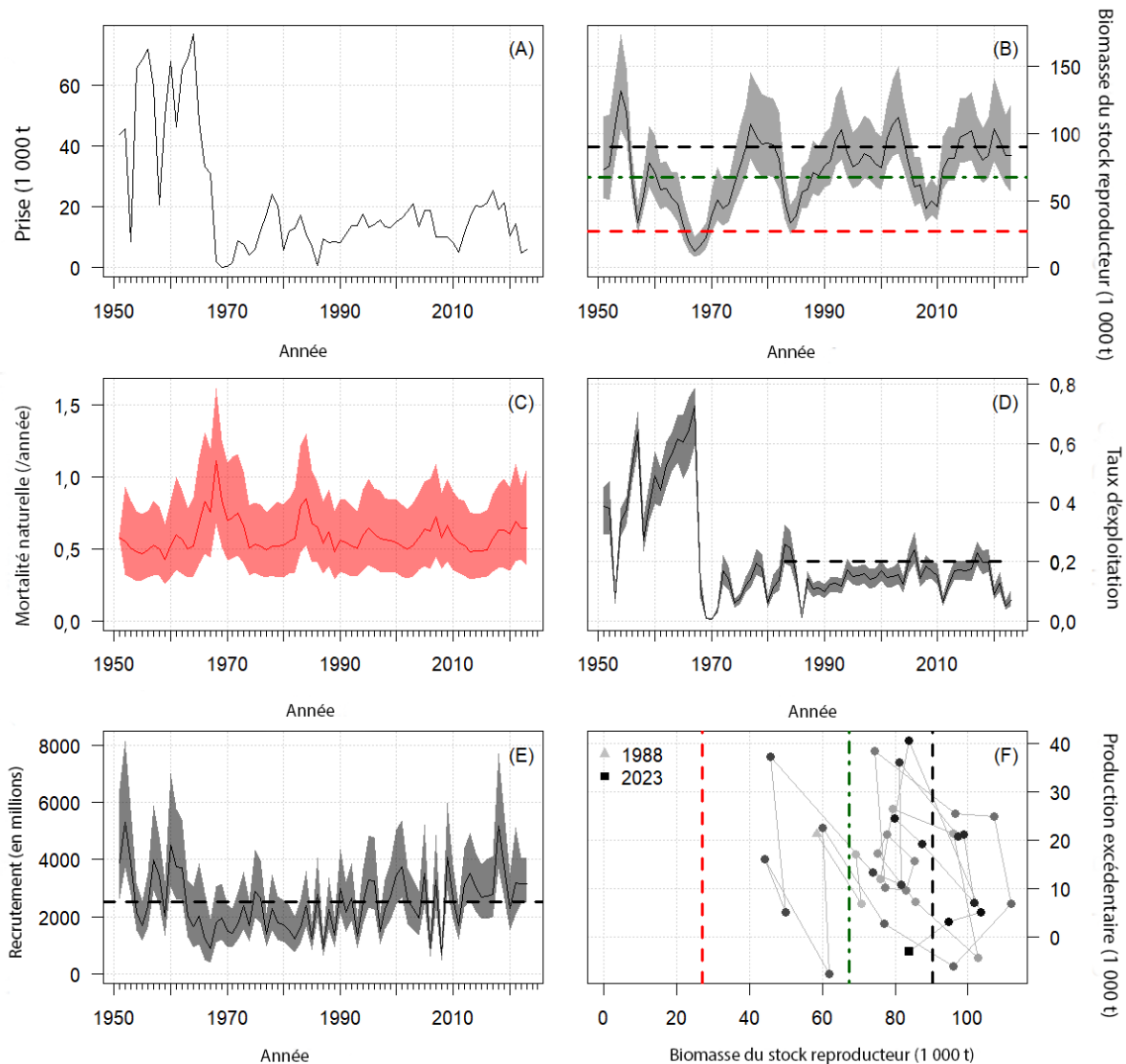


Figure 5. Indicateurs de l'état du stock de hareng du Pacifique dans la région principale d'évaluation du stock du détroit de Georgia entre 1951 et 2023, estimés par l'ensemble de modèles opérationnels. Toutes les lignes indiquent des valeurs médianes a posteriori et la zone ombragée représente les intervalles de crédibilité à 95 %. (A) : Prises (en milliers de tonnes [t]). (B) : Biomasse du stock reproducteur estimée (en milliers de t), ainsi que le point de référence limite (PRL; ligne rouge tirée), le point de référence supérieur (PRS) de la période productive (ligne verte tirée) et la biomasse du stock reproducteur non exploitée (B_0 ; ligne noire tirée). (C) : Taux de mortalité naturelle estimé (M /année; ligne rouge). (D) : Taux d'exploitation estimé (U_t ; ligne de tendance noire); la ligne horizontale tirée correspond à un taux d'exploitation de 20 % pour la période de 1983 à 2022. (E) : Recrutement d'individus d'âge 1; la moyenne de la période passée est représentée par une ligne noire tirée. (F) : Production excédentaire estimée (axe vertical) par rapport à la biomasse du stock reproducteur (axe horizontal) pour 1988 (triangle) jusqu'à 2023 (carré); les points les plus pâles représentent les premières années de cette période. Les lignes verticales tirées représentent ce qui suit (de gauche à droite) : le point de référence limite (PRL; rouge), le PRS de la période productive (vert) et B_0 (noir).

Biomasse du stock reproducteur et état du stock par rapport aux points de référence

Pour 2023, la biomasse du stock reproducteur estimée (B_{2023}) correspond à 84,3 kt, la biomasse du stock reproducteur non exploitée (B_0), à 90,23 kt, et l'état du stock (B_{2023}/B_0), à 0,93 (médianes *a posteriori* pondérées). La biomasse du stock reproducteur estimée pour 2023 est supérieure au PRL selon une probabilité de 99 % pour chacun des cinq modèles opérationnels.

L'ensemble de modèles opérationnels estime que la valeur de la biomasse du stock reproducteur est supérieure à B_{RMD} et aux PRS proposés pour la majeure partie de la série chronologique passée (figure 5A). De plus, les médianes *a posteriori* estimées de la biomasse du stock reproducteur sont supérieures au PRL depuis 1970.

Recrutement et mortalité naturelle

La plupart des fluctuations dans les estimations de la biomasse du stock reproducteur ont été associées aux estimations du recrutement. En effet, le recrutement d'individus d'âge 1 dans les années 1970 et 1980, en 2007 et en 2009 était inférieur à la moyenne, ce qui a produit de petits creux dans les valeurs de biomasse du stock reproducteur. Un recrutement supérieur à la moyenne a eu lieu entre ces creux, ce qui a produit des pics de la biomasse (figure 5E). Même si l'année 2020 est associée à l'un des pics de biomasse du stock reproducteur les plus importants (depuis 1970), la hausse de la mortalité naturelle estimée (figure 5C) depuis 2015 a modéré les effets du recrutement supérieur à la moyenne. Finalement, les fluctuations opposées des estimations de la mortalité naturelle et du recrutement contribuent probablement à une incertitude accrue associée à la biomasse du stock reproducteur et à la biomasse prévue.

Production associée à la biomasse du stock reproducteur

L'estimation de la production associée à la biomasse du stock reproducteur était élevée en 2019, puis a présenté un déclin durant les trois années suivantes (jusqu'à 2023; figure 5F), même si la biomasse du stock reproducteur est demeurée assez constante. Ce résultat est probablement dû à la tendance à la hausse des estimations de la mortalité naturelle depuis 2015, ce qui diminue la survie des jeunes poissons, même si les taux d'exploitation récents sont faibles et le recrutement est supérieur à la moyenne (figure 5C à E).

Considérations liées à l'écosystème et aux changements climatiques

Les modèles d'évaluation des stocks de hareng du Pacifique intègrent indirectement les changements écosystémiques et climatiques par l'entremise d'estimations du recrutement et de la mortalité naturelle (M) variable dans le temps, qui sont les fondements de la productivité antérieure des stocks. Grâce à cette approche implicite, les estimations de la productivité reflètent un climat ou un écosystème en évolution, sans que la façon exacte dont ces changements influent sur le recrutement et la mortalité ait besoin d'être décrite, car bon nombre de ces voies d'évolution ne sont pas directement observables.

Au fil des ans, des scientifiques et des membres des Premières Nations ont exprimé le besoin d'examiner le rôle des changements écosystémiques dans la variation et les tendances de ces processus, surtout en raison de l'importance de la productivité future dans l'évaluation des procédures de gestion des prises (c.-à-d. dans le cadre du processus d'ESG). Ce besoin correspond également à l'engagement du MPO à faire progresser les approches écosystémiques de la gestion des pêches.

Depuis 2020, des Premières Nations mènent des recherches sur la côte ouest de l'île de Vancouver pour examiner l'incidence de l'écosystème sur la productivité du hareng du

Pacifique. Elles ont découvert que des changements relativement importants touchent les populations de prédateurs depuis les années 1990. La direction et l'ampleur de la possible consommation du hareng du Pacifique par ces prédateurs correspondent généralement aux tendances de la mortalité naturelle estimées par les modèles d'évaluation du stock.

Le rôle de la prédation et des changements écosystémiques varie selon les régions d'évaluation des stocks du hareng du Pacifique, mais il existe des processus et des points communs entre ces régions en ce qui concerne l'incidence des écosystèmes et du climat sur la productivité. La section suivante résume les constats tirés de ces études et leurs répercussions sur la gestion future des pêches du hareng du Pacifique du détroit de Georgia, et explique comment ces recherches soutiennent ou corroborent davantage l'utilisation d'une fonction anticompensatoire pour la modélisation de la mortalité naturelle du stock.

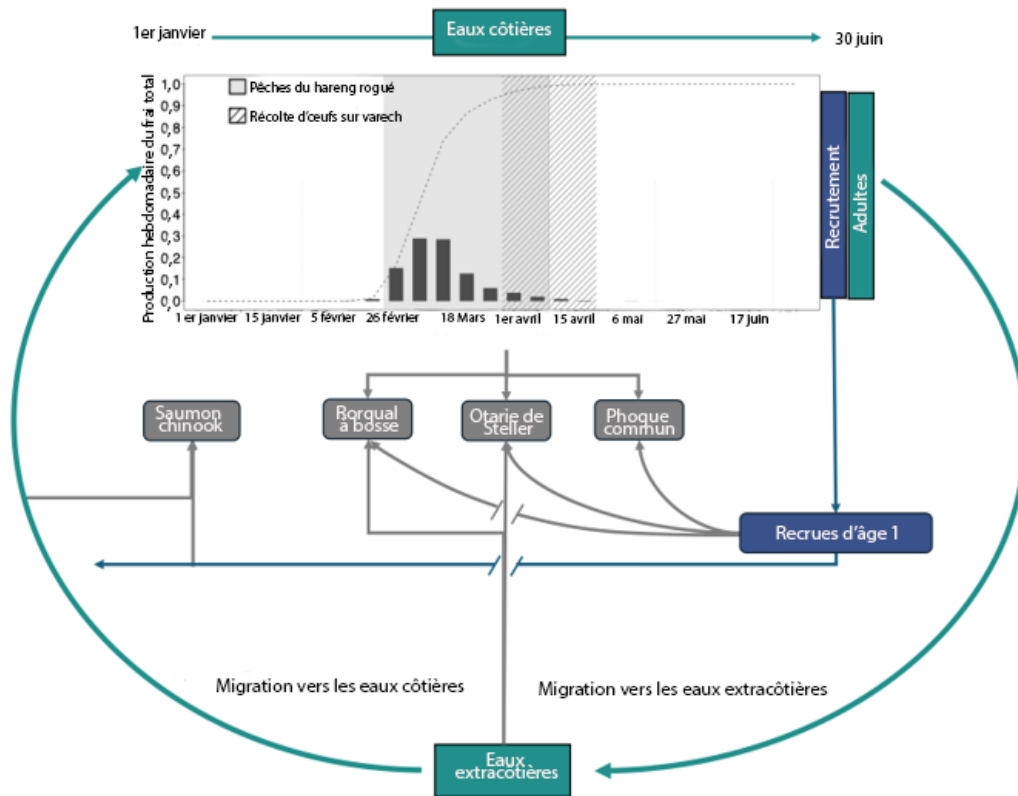


Figure 6. Modèle conceptuel du cycle vital annuel du hareng du Pacifique, qui comprend la mortalité par prédation dans les régions côtières et extracôtières, le moment de la fraie (janvier à juin), le recrutement et les pêches. Les flèches vers les cases « Prédateurs » (en gris) indiquent les pertes dues à la mortalité de harengs attribuable à la prédation par des rorquals à bosse, des otaries de Steller, des phoques communs et des saumons chinooks. La fraie a lieu à la fin de chaque année, le 30 juin. Les flèches provenant des cases de recrutement (en bleu) représentent le recrutement des juvéniles issus d'œufs déposés pendant les événements de fraie de l'année précédente. Les recrues ne migrent pas dans les eaux extracôtières pendant la saison d'alimentation, mais sont sujettes à la prédation côtière avant de rejoindre les individus d'âge 2+ qui reviennent du large (flèche verte à l'extrême gauche) pendant la saison de fraie. Le graphique du haut montre la proportion hebdomadaire moyenne (barres verticales) et cumulative (ligne pointillée) des œufs dans les frayères côtières, ainsi que le calendrier des pêches du hareng rogué et de la récolte d'œufs sur varech.

Changement des régimes de prédation

Les effets écosystémiques sont inclus dans les modèles de la dynamique des populations de hareng. En effet les estimations antérieures (et futures) de la consommation de harengs par des prédateurs sont reliées à la mortalité naturelle observée (Doherty *et al.* 2024). Pendant la majeure partie de leur cycle vital annuel, les prédateurs présents dans le détroit de Georgia, notamment le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*), le phoque commun (*Phoca vitulina*), l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) et le saumon chinook (*Onchorynchus tshawytscha*), se nourrissent tous du hareng à plusieurs stades de son cycle vital (figure 6). La consommation de hareng du Pacifique par chaque prédateur est estimée au moyen d'une modélisation bioénergétique (Chasco *et al.* 2017; Doherty *et al.* 2024), et tient compte, pour chaque prédateur, de la taille du corps, de l'estimation de l'abondance, de la sélectivité selon la taille, des jours de recherche de nourriture et de la composition du régime alimentaire, ainsi que de la teneur énergétique du hareng du Pacifique (Doherty *et al.* 2024). Les estimations de la biomasse du stock et de la mortalité naturelle totale des années passées qui découlent de ces modèles fondés sur l'écosystème sont conformes aux estimations correspondantes figurant dans la présente évaluation du stock (figure 7).

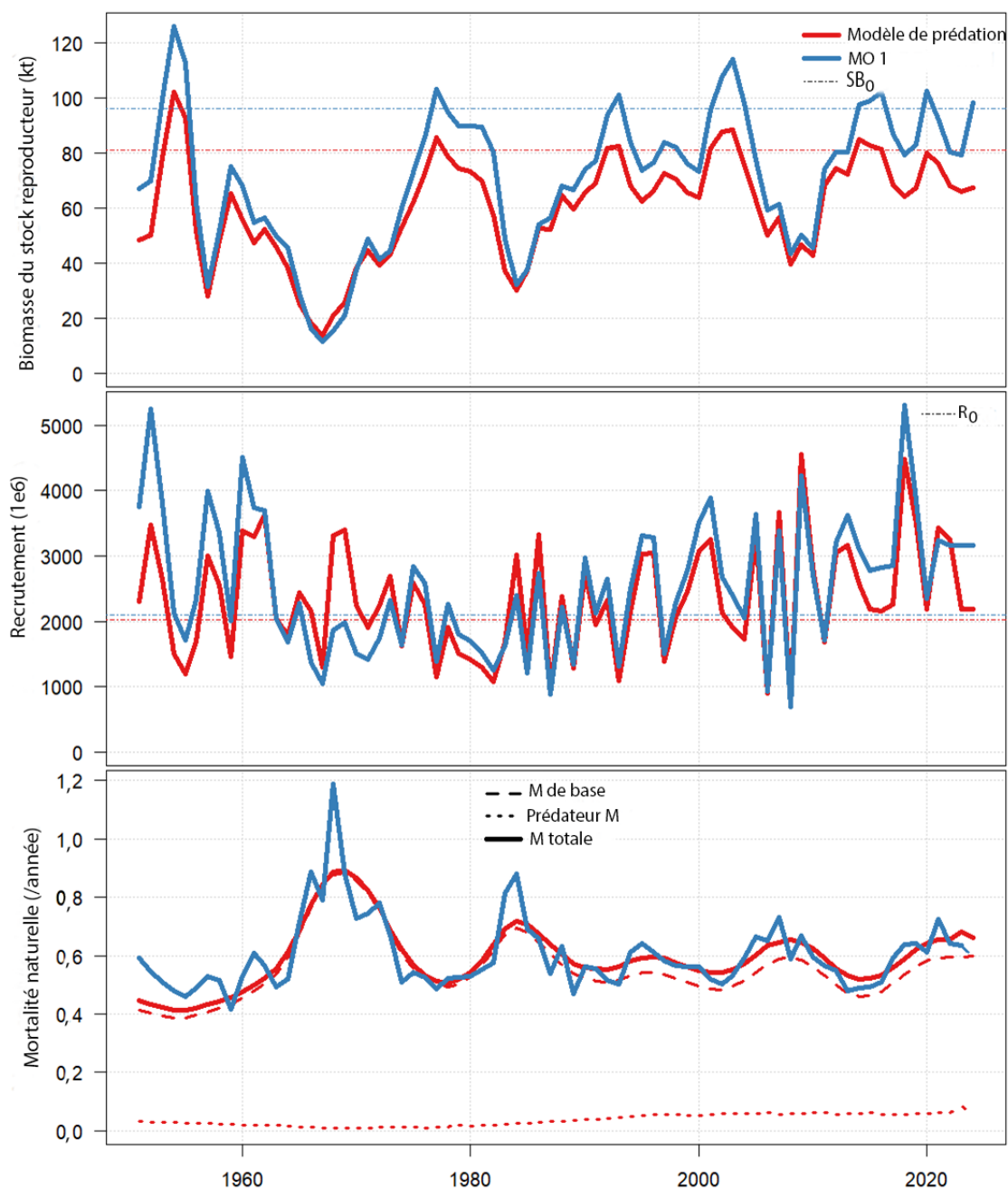


Figure 7. Comparaison des estimations du maximum de vraisemblance de la biomasse du stock reproducteur (graphique du haut), du recrutement d'individus d'âge 1 (graphique du milieu) et du taux de mortalité naturelle des individus d'âge 2 (graphique du bas) pour le stock du détroit de Georgia, d'après le modèle de prédation (en rouge) et le premier modèle opérationnel (MO 1) pour ce stock, qui est fondé sur le MSSIPHA et pour lequel la mortalité est dépendante de la densité (en bleu).

Les estimations du recrutement, de la mortalité et de la biomasse des années passées découlant des modèles de prédation sont semblables aux estimations correspondantes découlant du cadre du MSSIPHA utilisé dans la présente évaluation, mais les attentes en matière de biomasse et de productivité futures diffèrent en raison des changements futurs prévus dans les régimes de prédation. Par exemple, au cours des 20 dernières années, la consommation de harengs par les prédateurs a augmenté d'environ 25 %, principalement en raison des rorquals à bosse et des otaries de Steller, qui sont plus abondants dans la région d'évaluation du stock du détroit de Georgia, et, dans une certaine mesure, des saumons chinooks, selon la taille de la remonte (figure 8). En raison du nombre important de saumons ayant remonté en 2023, la consommation de harengs par des prédateurs a atteint un sommet d'environ 14 kt. Les estimations de la biomasse non exploitée fondées sur les plus récents taux de mortalité par prédation sont environ 10 % inférieures aux estimations tirées des modèles pour lesquels M varie dans le temps, ce qui indique que la consommation de harengs par des prédateurs pourrait avoir une incidence négative sur la productivité future de l'espèce.²

La principale différence entre l'approche de M variable dans le temps et la modélisation explicite de M au moyen de la prédation réside dans leurs effets sur les tendances futures de la mortalité naturelle. La projection de M au moyen de l'approche implicite nécessite de solides hypothèses sur les tendances liées à M , tandis que l'approche liée à la prédation consiste à modéliser les tendances futures des populations de prédateurs pour lesquelles nous disposons de modèles et de données raisonnables. De façon générale, l'abondance de certains de ces prédateurs clés pourrait continuer d'augmenter dans le futur, à mesure que ces espèces se rétablissent de la surexploitation qui a eu lieu par le passé.

² Johnson, S.D.N., Doherty, B., Wang, S., Benson, A.J.B., Cox, S.P. et Cleary, J.S. En préparation. Effets de la prédation par les mammifères marins et les poissons sur la mortalité naturelle du hareng du Pacifique dans le détroit de Georgia et le district de Prince Rupert. Pêches et Océans Canada, rapport technique.

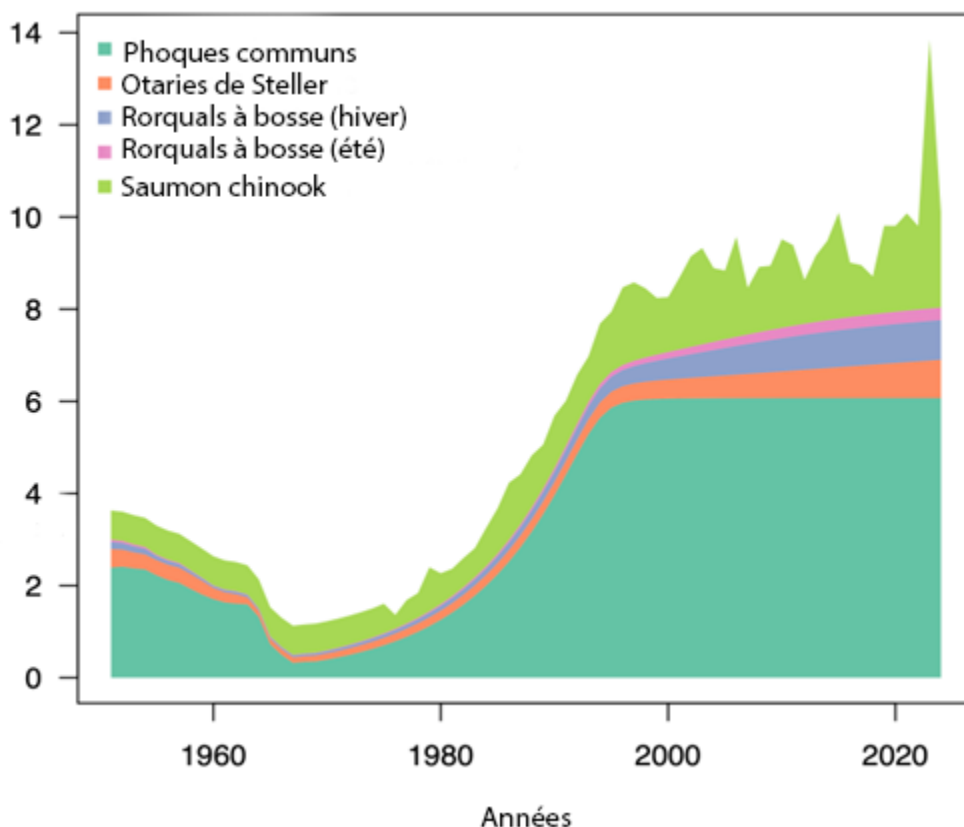


Figure 8. Estimation de la consommation de harengs par des prédateurs, de 1951 à 2024. Les prédateurs consomment des harengs de tous les âges, à divers degrés, selon leur préférence en matière de taille. L'indice de consommation est estimé en milliers de tonnes pour chaque espèce prédatrice, mais les rorquals à bosse sont divisés en groupes d'alimentation, qui diffèrent selon les préférences relatives à la taille de leurs proies, ainsi que le chevauchement spatio-temporel avec le hareng du détroit de Georgia.

Dynamiques spatiales et répartition du frai

À l'heure actuelle, il n'existe pas d'approche spatiale pour l'évaluation et la gestion du stock de hareng du détroit de Georgia, mais certaines dynamiques spatiales ont été observées. La distribution de l'abondance du frai du hareng du détroit de Georgia montre que, par le passé, les œufs étaient concentrés dans les zones statistiques 14 et 17 (figures 1 et 9). La majorité des œufs de hareng sont observés dans les sections 142 et 143 de la zone statistique 14, qui s'étend depuis Parksville jusqu'à la baie Kyle et englobe les îles Denman et Hornby. Dans les sections 172 et 173, qui s'étendent depuis l'île Galiano jusqu'à la baie Nanoose, les activités de fraie sont constantes, mais la quantité d'œufs varie annuellement et est moins importante, en moyenne, que dans les sections 142 et 143. Les activités de fraie ont été moins importantes et plus sporadiques dans les sections de l'est du détroit de Georgia, de Lazo et du sud des îles Gulf, surtout depuis la fin des années 1980.

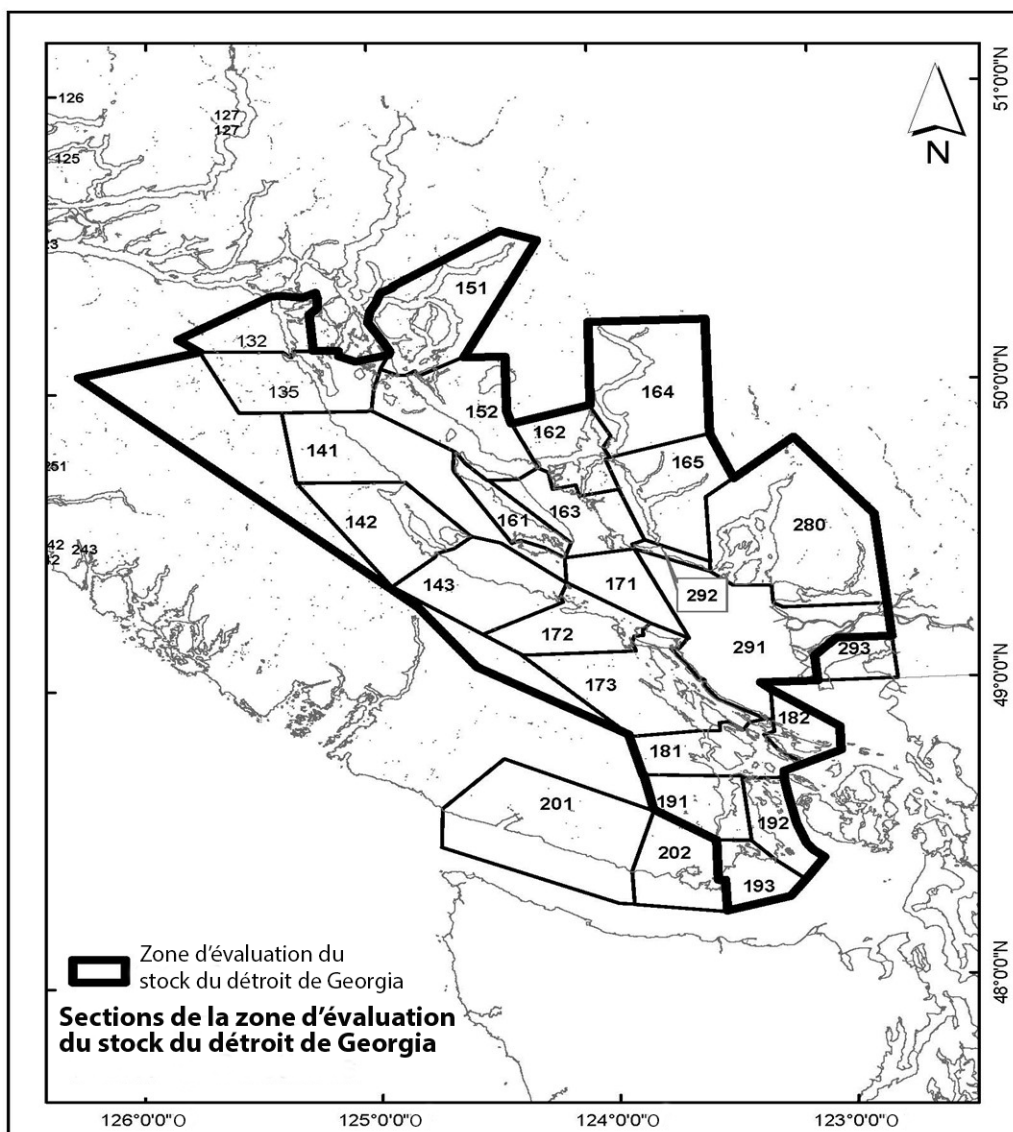


Figure 9. Carte des sections de la région d'évaluation du stock de hareng du détroit de Georgia.

Incidence sur les avis scientifiques

Les écosystèmes et le climat en évolution sont implicitement représentés dans les avis scientifiques antérieurs sur le hareng du Pacifique. Toutefois, c'est leur incidence sur la productivité future du hareng qui importe le plus pour la gestion. Les changements touchant la mortalité naturelle et le recrutement ne sont ni aléatoires ni indépendants de l'abondance du hareng du Pacifique ou de ses prédateurs (Doherty *et al.* 2024). Cette constatation devrait être intégrée au processus d'ESG.

En raison des changements passés et futurs touchant les écosystèmes fréquentés par le hareng du Pacifique, il faut modifier les attentes concernant la biomasse et les pêches futures, et en tenir compte dans le choix des objectifs de gestion. Par exemple, les objectifs de biomasse (ou PRS) récemment proposés pour le hareng du Pacifique de la

Colombie-Britannique étaient fondés sur une période productive récente (MPO 2023b). Dans la région du détroit de Georgia, l'objectif proposé est de maintenir la biomasse du stock reproducteur à un niveau supérieur ou égal à une biomasse cible correspondant à 80 % de la biomasse moyenne entre 1988 et 2007, selon une probabilité d'au moins 50 %, sur trois générations de hareng. Des objectifs fondés sur des périodes associées à différentes conditions écosystémiques pourraient ne pas être réalisables selon les régimes de prédation actuels ou futurs. La procédure de gestion décrite dans le présent document pour le stock du détroit de Georgia ne permet pas d'atteindre l'objectif proposé ($p = 0,35$; tableau 2). Les futures analyses de l'ESG devraient inclure des scénarios comprenant des prévisions de la prédation future qui pourrait empêcher le stock de revenir à des niveaux correspondants aux périodes de biomasse maximale ayant eu lieu lorsqu'il y avait moins de mammifères marins.

Historique de la gestion

Un taux d'exploitation cible maximal de 20 % a été établi pour le hareng du détroit de Georgia en 1983. Depuis, les taux d'exploitation effectifs sont généralement inférieurs à cette cible, et les taux d'exploitation des dernières années sont encore plus faibles (figure 5, graphique D). Depuis 2015, la sélection des taux d'exploitation annuels est orientée par la simulation des procédures de gestion.

Projections

Mise à jour de l'année intermédiaire – 2025

Pour 2025, le modèle d'estimation indique que la biomasse du stock reproducteur, $\hat{B}_{2025}$, serait de 92,06 kt (estimation du maximum de vraisemblance) et que l'état du stock ($\hat{B}_{2025}/\hat{B}_0$) serait de 0,9. La figure 15 présente la série chronologique des estimations du maximum de vraisemblance découlant du modèle d'estimation.

Procédure de gestion appliquée en 2026

Nous avons eu recours à des simulations pour mettre à l'essai trois procédures de gestion associées à des règles de contrôle des prises en forme de « bâton de hockey » (figure 4). La procédure de gestion 30-60B0_HR0.14, associée à un point de contrôle inférieur et à un point de contrôle supérieur de 30 % et de 60 % de la biomasse du stock reproducteur non exploitée (B_0), respectivement, et à un taux d'exploitation cible maximal de 14 %, permet d'atteindre l'objectif de conservation et respecte la politique du Cadre pour la pêche durable du MPO ainsi que l'approche de précaution (MPO 2009), conformément au [cadre de référence](#).

En l'absence d'activités de pêche, la biomasse du stock reproducteur pour 2026 est estimée à $\hat{B}_{2026} = 93,25$ kt (estimation du maximum de vraisemblance), et l'état du stock ($\hat{B}_{2026}/\hat{B}_0$), à 0,91. Étant donné que la biomasse du stock reproducteur est supérieure au point de contrôle supérieur de la RCP ($0,6 B_0$), un taux d'exploitation cible maximal de 14 % est recommandé par la procédure de gestion, ce qui donne un TAC de 13,05 kt.

La figure 10 représente ces éléments sous la forme d'un graphique.

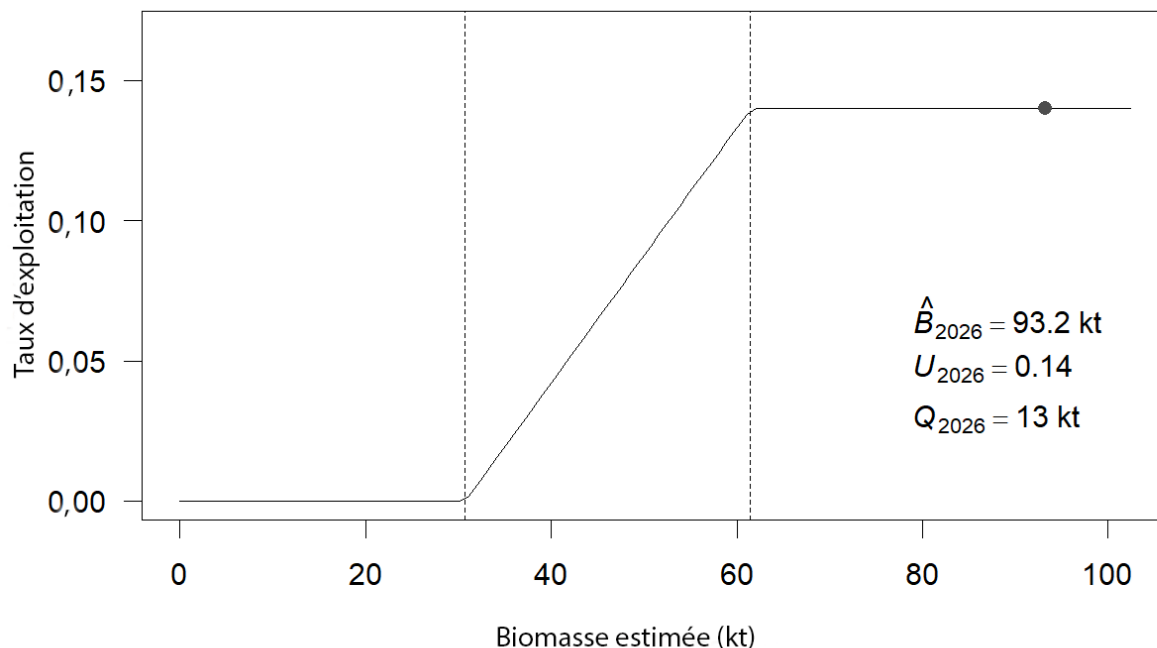


Figure 10. Règle de contrôle des prises (RCP; ligne pleine) de la procédure de gestion liée au hareng du Pacifique du détroit de Georgia, qui montre la biomasse du stock reproducteur prévue (en kt) pour 2026 ($\hat{B}_{2026}$, point), ainsi que le taux d'exploitation (U_{2026}) et le total autorisé des captures (TAC [kt]; Q_{2026}) connexes pour la saison de pêche 2025 à 2026.

Évaluation du rendement lors des années intermédiaires et circonstances exceptionnelles

Rien n'indique une erreur de spécification du modèle opérationnel (figure 11), ce qui a été déterminé au moyen d'une évaluation visuelle comparant les prises aux valeurs de l'indice du frai dans les 95 % centraux des simulations.

Toutes les données courantes de surveillance de la pêche du hareng ont été recueillies en 2025 et montrent que la population se comporte conformément aux attentes établies par l'ensemble des modèles opérationnels. L'indice du frai le plus récent est compris dans la plage d'incertitude simulée par les projections de l'ESG à partir de 2023 (figure 11). En 2024, soit la première année de projection, les prises observées étaient inférieures aux projections de l'ESG, mais le deuxième point de données sur les prises se situait dans la plage de l'incertitude simulée à partir de l'ensemble de modèles opérationnels.

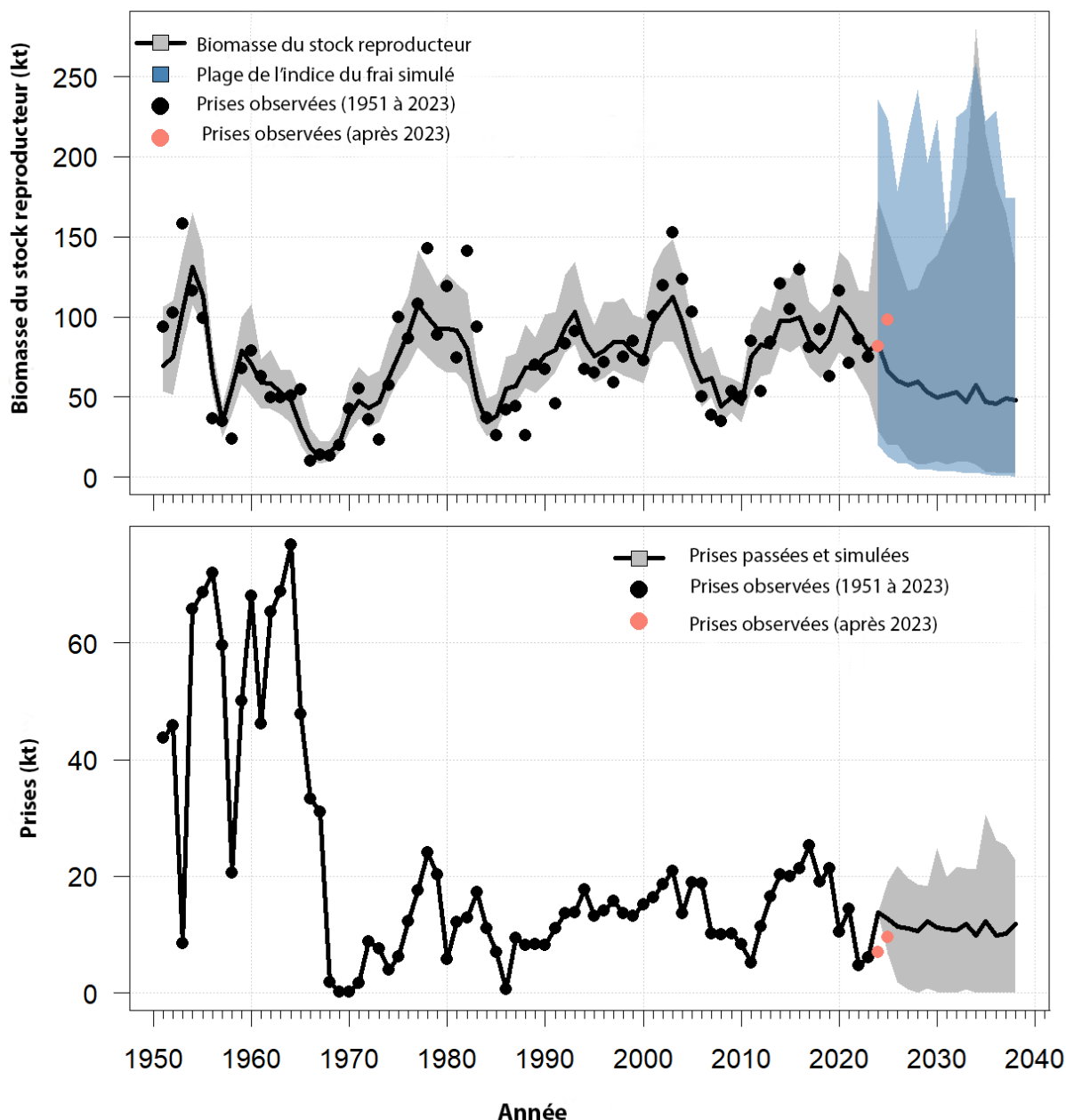


Figure 11. Évaluation des circonstances exceptionnelles et de l'erreur de spécification liée au modèle opérationnel : comparaison graphique entre les ensembles de simulations découlant du modèle opérationnel (1951 à 2023) ainsi que les données sur les prises et l'indice du frai de l'année intermédiaire (2025). Les graphiques montrent les 95 % centraux des projections de données simulées, y compris les données sur l'indice du frai (en haut) et les prises (en bas) provenant du modèle opérationnel de 2023 sur le hareng du détroit de Georgia. Les projections sur une période de 15 ans représentent la procédure de gestion 30-60B0_HR0.14. Les données observées sont représentées par des points noirs pour les années passées et des points rouges pour les années de projection.

PRISES ACCESSOIRES

Certaines activités de pêche et d'aquaculture en Colombie-Britannique entraînent la mortalité accessoire du hareng du Pacifique. À l'instar des données sur la pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles et la pêche récréative, les données sur la mortalité accessoire ne sont pas directement intégrées au processus d'évaluation. Toutefois, elles sont prises en compte de façon indirecte lors de l'estimation de la mortalité naturelle, et la mortalité accessoire est considérée comme un facteur mineur par rapport à la pêche commerciale.

PROCÉDURE POUR LES MISES À JOUR DES ANNÉES INTERMÉDIAIRES

Une fois qu'une RCP est choisie dans le cadre du processus d'ESG, c'est cette RCP qui sert à établir le taux d'exploitation maximal possible permettant l'atteinte des objectifs de gestion jusqu'au prochain cycle d'ESG. La procédure de gestion recommandée pour la région d'évaluation du stock du détroit de Georgia est fondée sur un modèle associé à une RCP qui dépend des estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur projetée ($\hat{B}_{A+1}$) et de la biomasse du stock reproducteur non exploitée ($\hat{B}_0$). La méthode d'estimation utilisée pour le hareng du détroit de Georgia est un modèle statistique spatialement intégré des prises de hareng selon l'âge (MSSIPHA) pour lequel la mortalité (M) est indépendante de la densité. Cette méthode a été choisie parce que son rendement est semblable à celui de la formule de mortalité dépendante de la densité et qu'elle est moins exigeante sur le plan des ressources de traitement pour les mises à jour des années intermédiaires.

Les critères liés aux circonstances exceptionnelles seront examinés chaque année intermédiaire et, si aucune circonstance exceptionnelle n'est relevée, les points de référence et les objectifs relatifs à l'état du stock de 2023 continueraient d'être utilisés, ce qui indique que la procédure de gestion a fonctionné comme prévu.

SOURCES D'INCERTITUDE

Les sources d'incertitude concernent à la fois les données et les estimations tirées de modèles. Malgré tout, les modèles opérationnels portant sur le hareng sont fondés sur un environnement riche en données et tiennent compte de l'incertitude de manière adéquate. Voir l'annexe A.

Recommandations en matière de recherche

Des recherches futures pourraient être axées sur l'élaboration de meilleures distributions *a priori* pour le modèle anticompensatoire pour lequel la mortalité (M) est dépendante de la densité. À l'heure actuelle, il y a une grande incertitude liée au paramètre m_1 du taux anticompensatoire, et le modèle est défaillant lorsque la plage du paramètre M_b (limite inférieure asymptotique pour M) est étudiée. Il existe une grande incertitude liée à ces deux paramètres, notamment parce que leurs effets ne sont pas directement observables et parce que les données utilisées pour les estimer ne sont pas très informatives. L'identifiabilité est également un enjeu, car plusieurs combinaisons de m_1 et M_b peuvent produire des résultats semblables, en particulier en raison des erreurs de processus de la mortalité annuelle, qui ajoutent de la souplesse à la période passée pour l'ajustement du modèle.

LISTE DES PARTICIPANTS À LA RÉUNION

Nom	Organisme d'appartenance
Jaclyn Cleary	Sciences du MPO
Matthew Grinnell	Sciences du MPO
Samuel Johnson	Landmark Fisheries Research
Roger Kanno	Sciences du MPO
Marisa Keefe	Gestion des ressources du MPO
Bryan Rusch	Gestion des ressources du MPO
Sarah Hawkshaw	Sciences du MPO
Chris Rooper	Sciences du MPO
Jessica Finney	Sciences du MPO
Miriam O	Sciences du MPO

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

- Beacham, T.D., Schweigert, J.F., MacConnachie, C., Le, K.D., and Flostrand, L. 2008. [Use of Microsatellites to Determine Population Structure and Migration of Pacific Herring in British Columbia and Adjacent Regions](#). Trans. Am. Fish. Soc. 137: 1795–1811.
- Boldt, J.L., Rooper, C.N., Cleary, J.S., Fu, C., Edwards, A.M., Hourston, R.A.S., Pena, R.A.S., and Perry, R.I. 2025. [Incorporating ecosystem information into science advice for fisheries management—a case study for Haida Gwaii Pacific herring](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 82: 1–26.
- Chasco, B.E., Kaplan, I.C., Thomas, A.C., Acevedo-Gutiérrez, A., Noren, D.P., Ford, M.J., Hanson, M.B., Scordino, J.J., Jeffries, S.J., Marshall, K.N., and others. 2017. [Competing tradeoffs between increasing marine mammal predation and fisheries harvest of chinook salmon](#). Sci. Rep. 7(15439).
- Cleary, J.S., Cox, S.P., and Schweigert, J.F. 2010. [Performance evaluation of harvest control rules for Pacific Herring management in British Columbia, Canada](#). ICES J. Mar. Sci. 67: 2005–2011.
- Cleary, J.S., Hawkshaw, S., Grinnell, M.H., et Grandin, C. 2019. [État des stocks de hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) dans les eaux de la Colombie-Britannique en 2017 et prévisions pour 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/028. v + 296 p.
- Cox, S.P., Kronlund, A.R., and Benson, A.J. 2013. [The roles of biological reference points and operational control points in management procedures for the sablefish \(*Anoplopoma fimbria*\) fishery in British Columbia, Canada](#). Environ. Conservation. 40(4): 318–328.
- Doherty, B., Johnson, S.D.N., Benson, A.J., Cox, S.P., Cleary, J.S., and Lane, J. 2024. [Predation by marine mammals explains recent trends in natural mortality of Pacific Herring \(*Clupea pallasii*\) and changes expectations for future biomass](#). ICES J. Mar. Sci.
- Forrest, R.E., Kronlund, A.R., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2023. [An evidence-based approach for selecting a limit reference point for Pacific herring \(*Clupea pallasii*\) stocks in British Columbia, Canada](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 80(7): 9–26.

- Hsu, J., Chang, Y.-J., Brodziak, J., Kai, M., and Punt, A.E. 2024. [On the probable distribution of stock-recruitment resilience of Pacific saury \(*Cololabis saira*\) in the Northwest Pacific Ocean](#). ICES J. Mar. Sci. 81(4): 748–759.
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2018. [The Selection and Role of Limit Reference Points for Pacific Herring \(*Clupea pallasii*\) in British Columbia, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/009. ix +125 p.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#).
- MPO. 2013. Directives d'élaboration d'un plan de rétablissement conforme à la Politique Cadre de l'approche de précaution : Assurer la croissance d'un stock pour le faire sortir de la zone critique. Cadre pour la pêche durable (CPD) : Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution.
- MPO. 2020. [Évaluation des procédures de gestion du hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) dans les zones de gestion de la région de Haida Gwaii, du district de Prince Rupert et de la côte centrale de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/003.
- MPO. 2023a. [Application d'un nouveau cadre de modélisation pour l'évaluation des grands stocks de hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) et mise en œuvre dans le processus d'évaluation des stratégies de gestion](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2023/040.
- MPO. 2023b. [Mise à jour de l'évaluation de la stratégie de gestion et évaluation des options de points de référence supérieurs du stock pour le hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) en Colombie-Britannique, au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/002.
- MPO. 2025. [Mise à jour de l'évaluation du stock de hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) du détroit de Georgia de 2024](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/041.
- MPO. Sous presse a. Mise à jour de l'état des stocks avec application des procédures de gestion pour le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) en Colombie-Britannique : État en 2025 et prévisions pour 2026. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci.
- MPO. Sous presse b. Processus d'évaluation des stratégies de gestion du hareng du Pacifique du district de Prince Rupert pour 2025-2027. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci.
- Myers, R.A. 2001. [Stock and recruitment: Generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches](#). ICES J. Mar. Sci. 58(5): 937–951.
- Petrou, E.L., Fuentes-Pardo, A.P., Rogers, L.A., Orobko, M., Tarpey, C., Jiménez-Hidalgo, I., Moss, M.L., Yang, D., Pitcher, T.J., Sandell, T., Lowry, D., Ruzzante, D.E., and Hauserr, L. 2021. [Functional genetic diversity in an exploited marine species and its relevance to fisheries management](#). Pro. R. Soc. B. 288: 20202398.
- Shelton, P.A., and Sinclair, A.F. 2008. [It's time to sharpen our definition of sustainable fisheries management](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2305–2314.

ANNEXE A

La présente annexe résume les simulations en boucle fermée visant à évaluer les procédures de gestion proposées dans le cadre de la pêche du hareng du détroit de Georgia. La pêche ciblant le hareng du détroit de Georgia est la première pêche de l'espèce en Colombie-Britannique pour laquelle le cadre du modèle opérationnel utilisé est fondé sur le modèle statistique spatialement intégré des prises de hareng selon l'âge (MSSIPHA). Il existe plusieurs différences entre le MSSIPHA et les anciens modèles opérationnels et d'évaluation utilisés pour le hareng, mais la principale différence est que le MSSIPHA permet de modéliser la mortalité dépendante de la densité, selon laquelle la mortalité naturelle est élevée lorsque la biomasse est faible (Johnson *et al.* En prép¹).

Les résultats d'un ensemble de cinq modèles opérationnels fondés sur le MSSIPHA ont été pondérés pour que la productivité future tienne compte de l'incertitude lors de l'évaluation des procédures de gestion proposées lors du processus d'évaluation des stratégies de gestion (ESG) du hareng. Nous résumons d'abord l'approche de simulation, puis présentons les résultats ainsi qu'une brève discussion au sujet des répercussions sur la gestion.

Méthode de simulation

Modèles opérationnels

Pour que la productivité des stocks de grande et de petite taille tienne compte de l'incertitude, cinq modèles opérationnels portant sur le hareng du détroit de Georgia ont été choisis. La productivité des stocks de grande taille est influencée par le paramètre M_b , qui représente le taux de mortalité moyen pour une biomasse très élevée (généralement supérieure à la biomasse non exploitée). La productivité des stocks de petite taille est davantage influencée par le paramètre du taux de variation stock-recrutement h , qui est le rapport entre le recrutement à 20 % de la biomasse non exploitée et le recrutement à un taux d'exploitation nul R_0 . Dans l'ensemble, l'estimation de h est plus exacte dans les cas de stocks qui étaient autrefois de très petite taille et se sont rétablis. Étant donné que ce n'est pas le cas du hareng du détroit de Georgia, nous représentons une part de l'incertitude liée aux paramètres de M_b et de h en tenant compte de modèles opérationnels pour lesquels différentes valeurs sont associées à ces paramètres. Nous avons d'abord utilisé une valeur établie de $h = 0,70$ (Cleary *et al.* 2019) et une approche liée au profil de vraisemblance afin d'estimer les paramètres du modèle opérationnel pour une grille de valeurs de M_b . Un profil de vraisemblance est obtenu en représentant les valeurs du logarithme du rapport de vraisemblance négatif estimées par le MSSIPHA pour chaque point de grille, ce qui montre que la valeur minimale (c.-à-d. la valeur qui concorde le mieux avec les données) est obtenue lorsque $M_b = 0,562$ (figure 12). Le même profil de vraisemblance sert à déterminer les limites $M_b = 0,532$ et $M_b = 0,584$, qui présentent les mêmes valeurs de vraisemblance et englobent la valeur minimale $M_b = 0,562$ (figure 12). Enfin, deux modèles opérationnels supplémentaires ont été obtenus en utilisant la valeur optimale $M_b = 0,562$ et en faisant varier le taux de variation stock-recrutement jusqu'à la valeur inférieure $h = 0,65$ et à la valeur supérieure $h = 0,75$ en fonction des plages observées chez les poissons-fourrage (Myers 2001; Hsu *et al.* 2024). Les cinq modèles opérationnels sont résumés dans le tableau 1. Il convient de noter que la productivité d'un stock de petite taille est également influencée par le taux anticompensatoire du paramètre de mortalité pour un stock de petite taille m_1 , associé à une distribution *a posteriori* estimée qui varie dans tous les modèles opérationnels (voir la figure 13 pour l'exemple du modèle opérationnel 1).

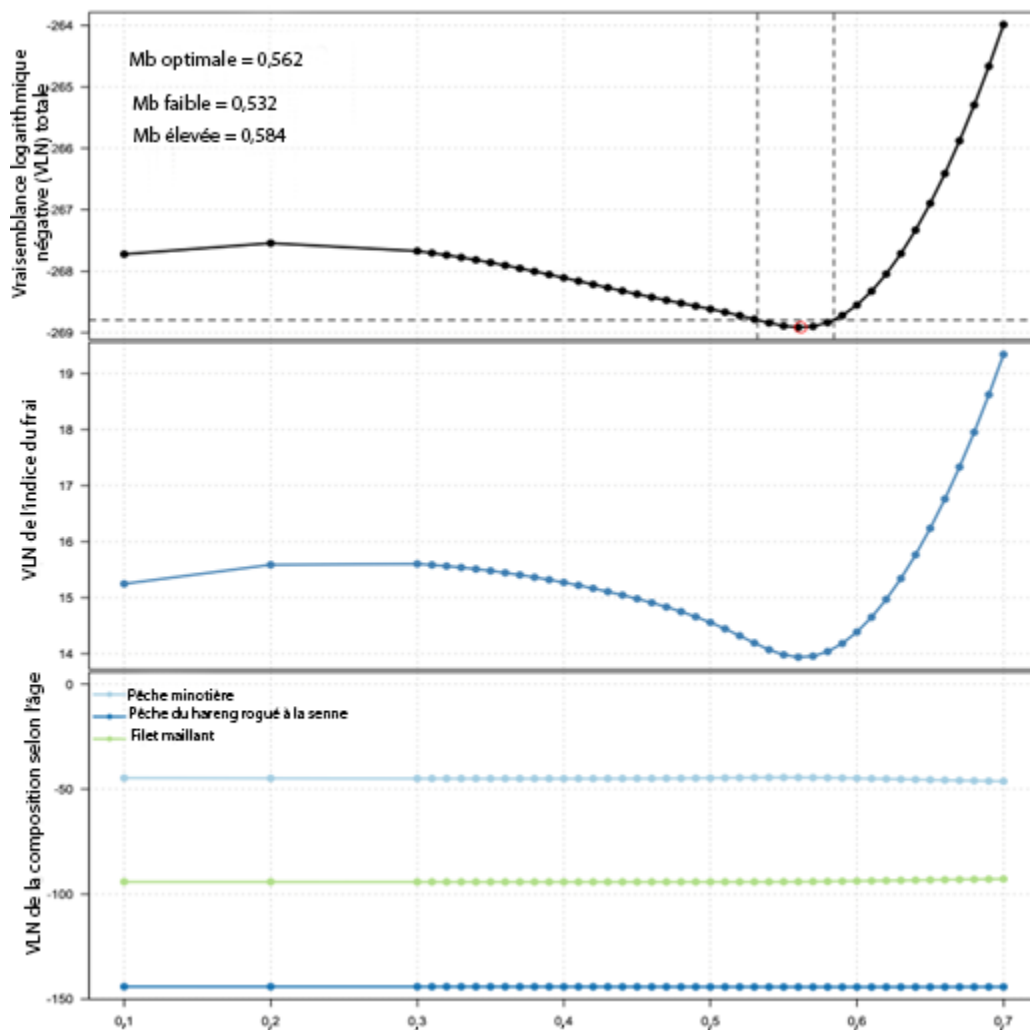


Figure 12. Profils de fonction de vraisemblance concernant les données de surveillance de la pêche par rapport à une plage de valeurs pour le paramètre de limite inférieure asymptotique liée à la mortalité naturelle (M_b). Le point rouge représente la valeur la plus probable, tandis que les deux lignes verticales tiretées représentent deux valeurs pour lesquelles la vraisemblance est la même, choisies pour limiter le modèle opérationnel central (MO 1). Pour tous les ajustements du MSSIPHA, le taux de variation était de $h = 0,7$.

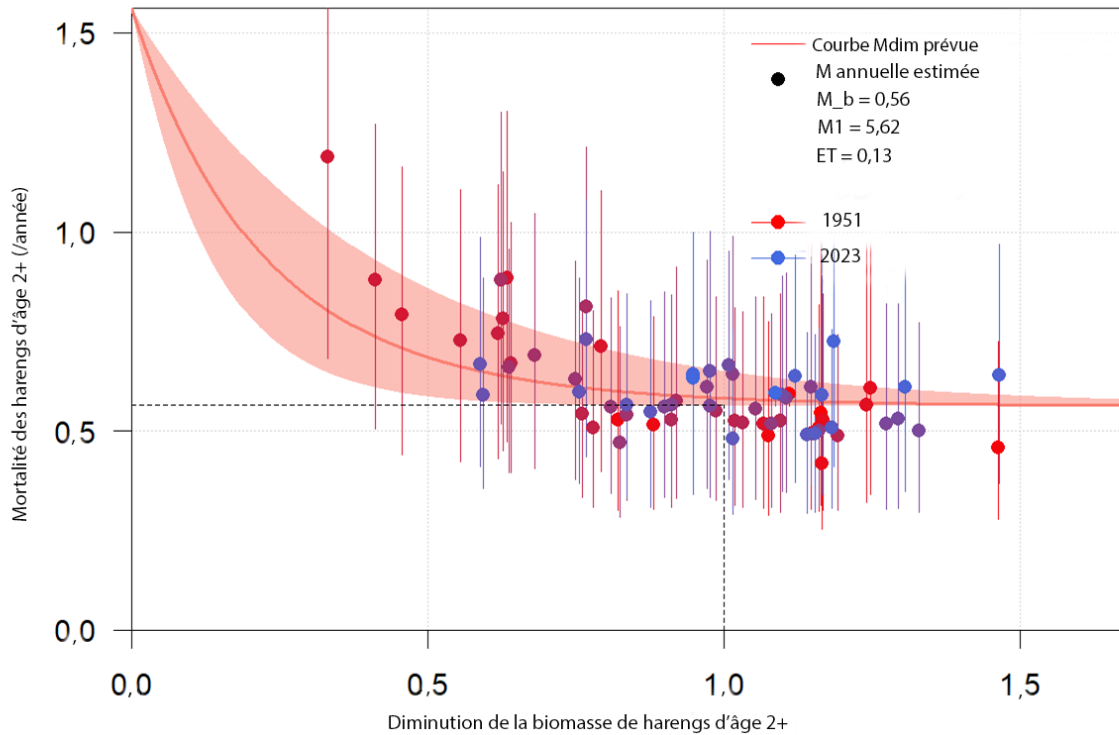


Figure 13. Estimations a posteriori de la relation densité-dépendance entre la biomasse d'individus d'âge 2+ et la mortalité naturelle à l'âge 2+ tirées du modèle opérationnel central (MO 1) fondé sur le MSSIPHA pour le détroit de Georgia. La relation médiane est illustrée par une courbe rouge entourée d'une zone ombragée représentant un intervalle de crédibilité à 95 % a posteriori. Chaque estimation de la M_t annuelle est représentée par un point (médiane a posteriori) et l'erreur de processus connexe, par une ligne verticale (intervalle de crédibilité central à 95 %). L'année est représentée par la couleur du point et de la ligne connexe. Voici les paramètres présentés : M_b = limite inférieure asymptotique de la mortalité dépendante de la densité; m_1 = taux anticompensatoire; ET = écart-type effectif des écarts relatifs au processus de mortalité naturelle annuel.

Le processus susmentionné permet la création d'une conception croisée (tableau 1) des modèles opérationnels. Les modèles opérationnels de l'ensemble sont ensuite combinés grâce à une moyenne pondérée aux fins d'estimation de la biomasse, des points de référence de la pêche et de l'état actuel du stock par rapport à ces points de référence. La pondération la plus importante, soit 0,34, est attribuée au modèle opérationnel central (appelé « MO 1 »; $M_b = 0,562$ et $h = 0,7$) puisqu'il s'agit du modèle le plus vraisemblable. La pondération restante, soit 0,66, est divisée de manière égale entre les autres modèles opérationnels (MO 2 à MO 5), ce qui signifie qu'une pondération de 0,165 est attribuée à chaque modèle restant. Ensuite, les paramètres des modèles θ et les valeurs découlant de ceux-ci sont obtenus au moyen d'une moyenne pondérée, p. ex. :

$$\theta_{ens} = 0,34 \cdot \theta_{OM_1} + 0,165 \cdot \sum_{k=2}^5 \theta_{OM_k}$$

où θ_{ens} est la moyenne pondérée de l'ensemble pour les valeurs des paramètres θ_{OM_k} du modèle opérationnel $k = 1, \dots, 5$.

Pour tous les modèles opérationnels, nous présentons les paramètres du modèle opérationnel principal, la biomasse actuelle, l'état actuel du stock par rapport à la biomasse non exploitée, et les points de référence fondés sur le *RMD* (tableau 1). La dernière colonne présente la valeur pondérée de l'ensemble découlant des valeurs moyennes *a posteriori* de chaque modèle opérationnel.

Tableau 1. Valeurs des paramètres de gestion et du cycle vital de l'ensemble de modèles opérationnels fondés sur le MSSIPHA, déterminées à partir des cinq modèles opérationnels (MO 1 à 5) : le taux de variation stock-recrutement (h), la limite inférieure asymptotique de la M anticompensatoire (M_b , /année), la biomasse non exploitée (B_0 , kt), le recrutement non exploité (R_0 , 1e6), la mortalité non exploitée (M_0 , /année), le taux de mortalité anticompensatoire (m_1), la mortalité moyennée dans le temps ($\bar{M}$, /année), la capturabilité du relevé en surface (q_s), la biomasse du stock reproducteur en 2023 (B_{2023}/B_0), l'état du stock ($P(B_{2023} > 0,3 B_0)$), la biomasse du stock reproducteur au rendement maximal durable (B_{RMD} , kt), le taux d'exploitation ciblant le rendement maximal durable (U_{RMD}), le rendement maximal durable (RMD), le point de référence supérieur (PSR , kt), le taux d'exploitation ciblant le point de référence supérieur (U_{PRS}), le rendement à l'équilibre au point de référence supérieur (Y_{RMD}), le taux d'exploitation associé à une production négative et à un risque accru de disparition ($U_{effondrement}$). L'incertitude est représentée par l'intervalle de crédibilité à 95 % lorsque les estimations ont été obtenues à partir d'échantillons a posteriori (deux valeurs entre parenthèses), ou par la moitié de l'écart interquartile lorsque les estimations ont été obtenues à partir de simulations sur 200 ans (une valeur entre parenthèses).

Paramètre	OM 1	OM 2	OM 3	OM 4	OM 5	Ensemble
h	0,70	0,65	0,75	0,70	0,70	0,70
M_b	0,562	0,562	0,562	0,532	0,584	0,560
M_0	0,58 (0,56; 0,65)	0,58 (0,56; 0,66)	0,58 (0,56; 0,64)	0,57 (0,53; 0,66)	0,6 (0,58; 0,66)	0,58
m_1	4,52 (2,43; 7,42)	4,58 (2,33; 7,85)	4,52 (2,52; 7,77)	3,92 (2,03; 6,78)	4,84 (2,64; 8,01)	4,48
$\bar{M}$	0,6 (0,57; 0,63)	0,6 (0,57; 0,64)	0,6 (0,57; 0,64)	0,59 (0,56; 0,63)	0,61 (0,58; 0,64)	0,6
q_s	0,7 (0,57; 0,86)	0,7 (0,56; 0,86)	0,71 (0,57; 0,85)	0,72 (0,58; 0,88)	0,69 (0,55; 0,84)	0,7
q_d	1 (1; 1)	1 (1; 1)	1 (1; 1)	1 (1; 1)	1 (1; 1)	1
$q_{\text{combiné}}$	0,86 (0,79; 0,93)	0,86 (0,79; 0,93)	0,86 (0,8; 0,93)	0,87 (0,8; 0,94)	0,85 (0,78; 0,92)	0,86
R_0	2 145,64 (1 671,28; 2 753,85)	2 150,36 (1 677,67; 2 750,14)	2 120,51 (1 684,48; 2 658,85)	2 001,35 (1 579,99; 2 519,71)	2 263,97 (1 777,08; 2 874,07)	2 137,99
B_0	88,58 (36,93)	88,25 (40,18)	92,51 (37,14)	91,54 (42,55)	92,05 (36,67)	90,23
B_{2023}	84,54 (55,46; 122,08)	84,35 (56,53; 122,32)	84,64 (54,64; 121,94)	84,56 (56,45; 119,75)	83,36 (54,37; 118,02)	84,33

Paramètre	OM 1	OM 2	OM 3	OM 4	OM 5	Ensemble
B_{2023}/B_0	0,95 (0,63; 1,38)	0,96 (0,64; 1,39)	0,91 (0,59; 1,32)	0,92 (0,62; 1,31)	0,91 (0,59; 1,28)	0,93
$P(B_{2023} > 0,3 B_0)$	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
B_{RMD}	37,81 (13,27)	44,71 (17,15)	34,48 (12,89)	43,68 (18,23)	36,35 (15,32)	39,13
U_{RMD}	0,185 (0,077)	0,122 (0,066)	0,261 (0,079)	0,145 (0,063)	0,229 (0,072)	0,19
RMD	8,876 (6,578)	6,480 (5,560)	12,537 (8,005)	7,626 (6,113)	11,329 (7,497)	9,28
U_{PRS}	0,078 (0,102)	0,060 (0,084)	0,099 (0,123)	0,077 (0,098)	0,096 (0,117)	0,08
PRS	67,18 (60,08; 75,49)	67,37 (60,38; 76,1)	67,46 (60,7; 75,8)	66,29 (59,15; 75,4)	68,4 (61,21; 77,83)	67,31
Y_{PRS}	5,774 (7,848)	4,390 (6,444)	7,511 (10,040)	5,627 (7,455)	7,402 (9,393)	6,08
$U_{effondrement}$	0,279 (0,097)	0,166 (0,115)	0,419 (0,095)	0,261 (0,074)	0,316 (0,112)	0,29

Procédures de gestion

Les procédures de gestion sont évaluées au moyen de trois composantes : les données, l'ensemble de modèles opérationnels fondés sur le MSSIPHA et la règle de contrôle des prises (RCP) propre à cette procédure. Des simulations sur 15 ans permettent de produire des mesures de rendement qui servent à évaluer les procédures de gestion. Il est recommandé de suivre ce processus tous les trois ans ou plus fréquemment si des circonstances exceptionnelles le justifient.

Lors des années intermédiaires, un modèle d'estimation plus simple fondé sur une formule de M indépendante de la densité à marche aléatoire est utilisé aux fins d'estimation du signal d'entrée de la RCP, puis de calcul du TAC annuel (MPO 2023b).

Le modèle d'estimation pour lequel la mortalité est indépendante de la densité est semblable au modèle précédemment utilisé lors de l'évaluation du hareng et de l'établissement des TAC avant l'année 2023, sauf que le modèle précédent utilisait une spline avec 16 nœuds plutôt qu'une marche aléatoire simple pour estimer la valeur de M variable dans le temps. Le modèle d'estimation fournit des estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur non exploitée ainsi qu'une prévision sur un an de la biomasse du stock reproducteur. Il convient de souligner que l'utilisation du modèle d'estimation selon une approche fondée sur des modèles ne doit pas être considérée comme une évaluation complète du stock, mais plutôt comme un algorithme qui génère le signal d'entrée de la RCP.

L'utilisation d'un modèle d'estimation simple fondé sur la mortalité indépendante de la densité et axé sur la génération de TAC annuels est appropriée pour préparer l'ESG, puisqu'elle permet au modèle opérationnel de concentrer davantage de ressources informatiques sur l'évaluation des complexités associées à la dynamique des populations.

Le hareng du détroit de Georgia, une fonction en forme de « bâton de hockey » définie par des points de contrôle inférieurs et supérieurs, et un taux d'exploitation cible maximal ont été utilisés dans le cadre de la procédure de gestion (Cox *et al.* 2013). Lorsque l'estimation de la biomasse est en deçà du point de contrôle inférieur, la RCP établit un taux d'exploitation nul. Lorsque l'estimation se situe entre les points de contrôle, le taux d'exploitation correspond à une progression linéaire allant de zéro jusqu'au taux d'exploitation maximal. Au-delà du point de contrôle supérieur, la règle utilise le taux d'exploitation cible maximal. Le présent document rapporte les résultats de trois procédures de gestion pour lesquelles le taux d'exploitation cible maximal est établi à 14 % (le taux actuellement recommandé, ajusté de manière à atteindre l'objectif de conservation), à 20 % (le taux précédemment recommandé) ou au U_{RMD} (figure 4, tableau 2).

Enfin, après le cycle de trois ans (p. ex. en 2027, tableau 3), le modèle opérationnel est entièrement mis à jour avec de nouvelles données, et une évaluation complète du rendement des procédures de gestion est effectuée à nouveau.

Mesures de rendement

Tout d'abord, les procédures de gestion sont évaluées sur le plan quantitatif par rapport à l'objectif de conservation (le principal objectif de gestion de la pêche) :

1. $P(B_t > 0,3 B_0) \geq 0,75$ ou éviter que la biomasse atteigne le point de référence limite (PRL) selon une probabilité élevée sur trois générations de hareng.

Ensuite, le rendement de la procédure de gestion est examiné à l'aide de mesures supplémentaires liées à la biomasse et au rendement du stock, qui tiennent compte de trois objectifs additionnels décrits dans la section « Objectifs de gestion ».

Pour aider les gestionnaires des pêches à comprendre les compromis associés à la biomasse et au rendement du stock, d'autres mesures de rendement quantitatives sont estimées. Ces mesures ne sont pas associées à une valeur minimale ou cible comme les objectifs, mais elles fournissent davantage de renseignements sur les résultats en matière de biomasse et de rendement du stock découlant de chaque procédure de gestion selon une simulation sur 15 ans.

1. $P(B_t > B_{RMD})$: La probabilité que la biomasse soit supérieure à B_{RMD} .
2. $P(B_t > 0,6 B_0)$: La probabilité que la biomasse soit supérieure à $(0,6 B_0)$.
3. $P(B_t > \bar{B}_{prod})$: La probabilité que la biomasse soit supérieure à $(\bar{B}_{prod})$, un concept aussi appelé *PRS* « provisoire ».
4. $P(U_t > U_{RMD})$: La probabilité que le taux d'exploitation effectif soit supérieur à U_{RMD} .
5. $\bar{C}$: La médiane (selon le nombre de répétitions) des débarquements totaux moyens (au fil des années).
6. VAM : La variation annuelle moyenne des prises ou la différence moyenne entre les prises, en pourcentage, d'une année à l'autre.
7. $\bar{B}_t/B_0$: La diminution de biomasse moyenne entre 2024 et 2038.
8. B_{2038}/B_0 : La diminution de biomasse médiane en 2038.
9. B_{2038} : La biomasse médiane en 2038.

Les mesures de rendement sont estimées selon l'algorithme de simulation de rétroaction en boucle fermée ci-dessous.

1. Pour chaque modèle opérationnel, initialiser un modèle de simulation préconditionné pour la période allant de 1951 à 2023 en fonction d'un tirage aléatoire parmi la distribution *a posteriori* du modèle opérationnel.
2. Projeter dans l'avenir le modèle opérationnel du hareng du détroit de Georgia pour lequel la mortalité est dépendante de la densité, une année à la fois. Pour chaque année de projection, suivre les étapes suivantes :
 - a. mettre à jour les séries chronologiques sur les prises commerciales, les prises selon l'âge et les données combinées sur les relevés du frai jusqu'à l'étape temporelle t pour la composante d'évaluation du stock de la procédure de gestion;
 - b. utiliser un modèle d'estimation (un modèle statistique des prises selon l'âge pour lequel M est indépendante de la densité) pour produire une prévision sur un an de la diminution de la biomasse du stock reproducteur;
 - c. déterminer le taux d'exploitation cible associé à la diminution de la biomasse prévue à l'aide d'une RCP;
 - d. utiliser ce taux d'exploitation cible pour calculer le total autorisé des captures à partir de la prévision sur un an de la biomasse;

- e. mettre à jour la population de hareng simulée par le modèle opérationnel pour lequel la mortalité est dépendante de la densité à l'aide du recrutement à venir établi par la courbe stock-recrutement pour laquelle la mortalité est dépendante de la densité, en tenant compte du total autorisé des captures de l'étape précédente correspondant aux erreurs du processus de recrutement, à la mortalité naturelle dépendante de la densité et à la mortalité par pêche;
 - f. répéter les étapes 2.i à 2.v jusqu'à la fin de la période de projection (2038).
3. Répéter les étapes 1 et 2 à 99 reprises.
 4. Calculer les statistiques quantitatives du rendement pour les 100 répétitions.

Discussion

La sélection d'une procédure de gestion ajustée pour que l'objectif de conservation puisse être atteint mène à la recommandation d'une RCP associée à un taux d'exploitation cible maximal de 14 %. Lorsqu'elle est appliquée annuellement selon l'allocation moyenne des 20 dernières années pour les différents types d'engins, cette procédure entraîne un rendement moyen variant entre 10 et 12 kt (tableau 2, figure 14). Le choix d'une procédure de gestion associée à un taux d'exploitation cible maximal de 14 % ou moins permettra d'atteindre l'objectif de conservation.

D'autres objectifs de gestion de la pêche sont présentés dans la section « Objectifs de gestion », mais ils ne représentent pas une série complète d'objectifs pour le hareng du détroit de Georgia et ne sont pas utilisés aux fins d'ajustement de la procédure de gestion à l'heure actuelle. Si c'était le cas, par exemple, dans une situation où la procédure de gestion serait ajustée de manière à atteindre une biomasse cible de $0,6 B_0$, le taux d'exploitation cible maximal et les prises annuelles moyennes seraient moindres.

Le tableau 2 comprend des procédures de gestion supplémentaires associées à un taux d'exploitation cible maximal de 20 % et U_{RMD} , ce qui correspond au taux d'exploitation et au taux d'exploitation de référence maximal précédemment mis en œuvre et définis dans MPO (2009).

Toutefois, lors de la mise à l'essai de ces taux d'exploitation à l'aide d'un modèle opérationnel pour lequel la mortalité naturelle est dépendante de la densité et variable dans le temps, aucun d'entre eux n'a permis d'atteindre l'objectif de conservation lorsqu'ils étaient intégrés à une RCP à progression linéaire. Par conséquent, les probabilités et les statistiques sur le rendement connexes ne sont pas affichées dans le tableau 2. Voir la figure 4 pour la forme de la RCP associée à ces procédures de gestion supplémentaires mises à l'essai par simulation.

L'évaluation par simulation des procédures de gestion montre que les taux d'exploitation doivent être plus faibles que U_{RMD} pour maintenir la biomasse au-dessus du PRL selon une probabilité élevée (75 % ou plus). Ceci s'explique parce que le PRL a été fixé à une valeur élevée, soit environ 70 % de la valeur de B_{RMD} estimée par l'ensemble de modèles opérationnels (tableau 1, figure 14). À titre de comparaison, le PRL par défaut établi dans la politique sur les pêches canadiennes (MPO 2009) est fixé à 40 % de B_{RMD} ou d'un indicateur, même si ce PRL s'applique principalement à des espèces de poissons de fond plus longévives, qui sont associées à un recrutement moins variable et qui subissent moins de prédation.

Le modèle d'estimation met en œuvre un modèle pour lequel la M est indépendante de la densité et semble surestimer la biomasse dans la prévision sur un an. Ce biais positif peut entraîner un taux d'exploitation effectif qui dépasse le taux d'exploitation cible maximal

(figure 14, graphique du bas). Toutefois, la simulation tient compte de cette situation. L'exploitation qui découle de la surestimation de la biomasse projetée a été retirée de la simulation de la biomasse réelle. Par conséquent, la procédure de gestion a été mise à l'essai par simulation avec ce biais positif connu, et les probabilités connexes tiennent compte de la vraisemblance liée à la possibilité que la procédure de gestion puisse atteindre l'objectif de conservation.

Tableau 2. Statistiques du rendement des procédures de gestion, qui diffèrent selon leur taux d'exploitation cible maximal indiqué dans la colonne 1. Un « O » désigne les objectifs qui ont été atteints par une procédure de gestion. Un « N » désigne le contraire. $\bar{B}$ est la biomasse moyenne entre 1951 et 2023. L'indice t indique les années 2024 à 2038. Les mesures de biomasse B et de taux d'exploitation U (colonnes 2 à 8) représentent la probabilité que la valeur de B_t ou de U_t , respectivement, soit supérieure à la valeur indiquée dans l'en-tête. Les prises moyennes, $\bar{C}_t$, et la biomasse de la dernière année B_{2038} sont présentées sous forme d'unités de biomasse (kt), et la valeur de B_{2038}/B_0 de la dernière année et l'état moyen du stock lors de l'année de projection $\bar{B}_t/B_0$ représentent la diminution de la biomasse par rapport à la biomasse non exploitée. Pour le détroit de Georgia, la valeur de B_{prod} est calculée comme 80 % de la biomasse du stock reproducteur moyenne durant la période productive, 0,8 $B_{1998:2007}$.

Procédures de gestion	0,3 B_0	B_{RMD}	0,4 B_0	0,5 B_0	0,3 B_0	$\bar{B}_{prod}$	$\bar{B}$	U_{RMD}	$\bar{C}_t$	VAM	$\bar{B}_t/B_0$	B_{2038}/B_0	B_{2038}
30-60B0_HR0.14	Y	0,63	0,66	0,56	0,47	0,35	0,31	0,37	11,83	29,38	0,66	0,61	55,18
30-60B0_HR0.20	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40-80Bmsy_HRUmsy	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 3. Mise en œuvre du cadre du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA pour les principaux stocks de hareng du Pacifique : calendrier de mise à jour de l'ESG pour 2023 à 2029 (sous réserve de l'évaluation des critères relatifs aux circonstances exceptionnelles et des ressources disponibles).

Région d'évaluation du stock	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029
Détroit de Georgia	Examen par le SCAS du cadre du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA	Transition vers l'utilisation de modèles fondés sur le MSSIPHA et évaluations des procédures de gestion	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire	Examen du modèle opérationnel et mise à jour complète de l'ESG	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire
District de Prince Rupert	Examen par le SCAS du cadre du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA	-	Transition vers l'utilisation de modèles fondés sur le MSSIPHA et évaluations des procédures de gestion	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire	Examen du modèle opérationnel et mise à jour complète de l'ESG	Mise à jour de l'année intermédiaire
Haida Gwaii	Examen par le SCAS du cadre du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA	-	-	Transition vers l'utilisation de modèles fondés sur le MSSIPHA et évaluations des procédures de gestion	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire
Côte centrale	Examen par le SCAS du cadre du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA	-	-	Transition vers l'utilisation de modèles fondés sur le MSSIPHA et évaluations des procédures de gestion	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire
Côte ouest de l'île de Vancouver	Examen par le SCAS du cadre du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA	-	-	Transition vers l'utilisation de modèles fondés sur le MSSIPHA et évaluations des procédures de gestion	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire	Mise à jour de l'année intermédiaire

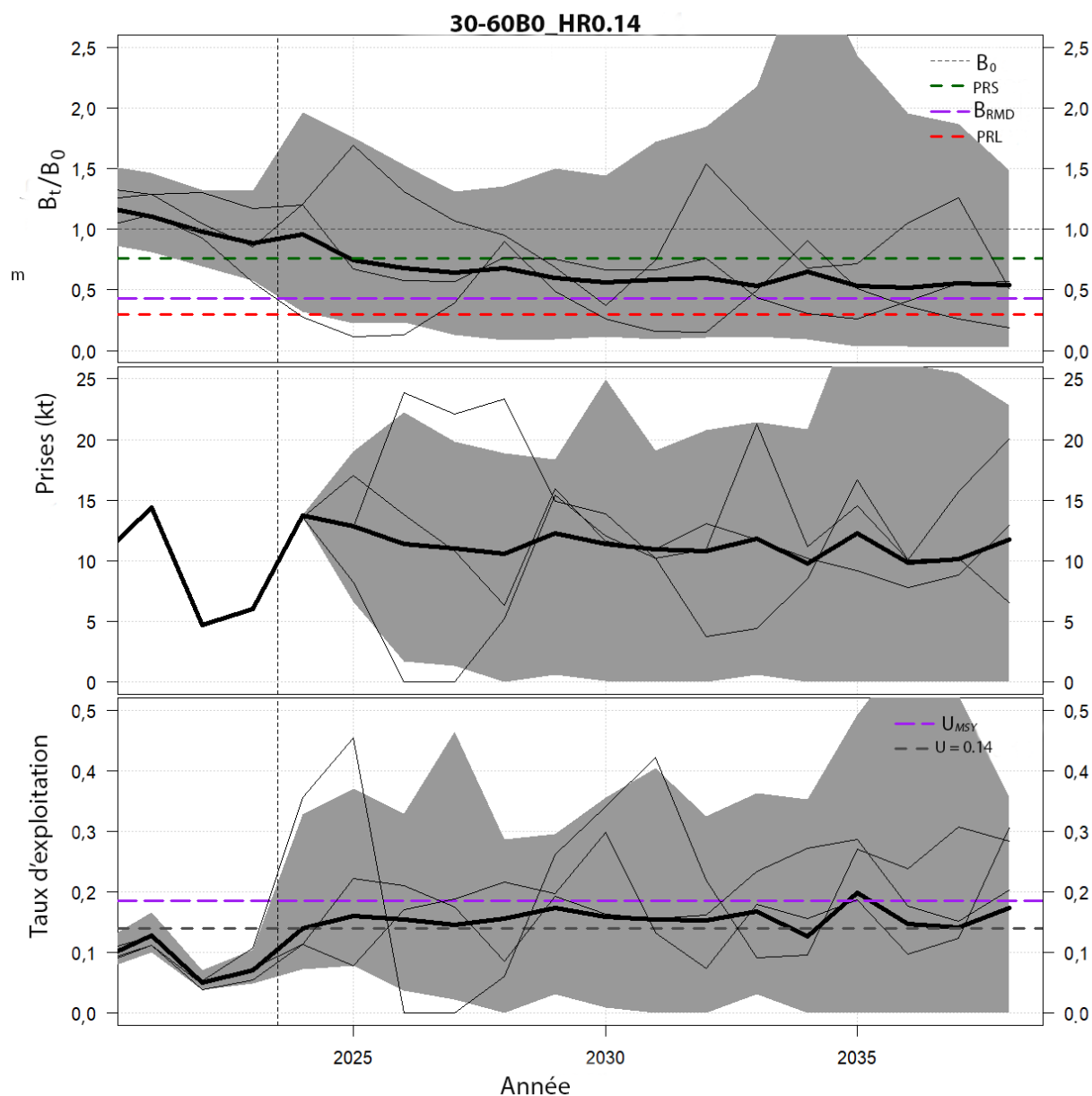


Figure 14. Série chronologique simulée de la biomasse du stock reproducteur (graphique du haut), des prises (graphique du milieu) et du taux d'exploitation (graphique du bas) projetés pour la procédure de gestion ajustée de manière à atteindre l'objectif de conservation (HS30-60_HR 0.14). Les valeurs médianes sont représentées par des lignes noires épaisses, la zone ombragée grise désigne les 95 % centraux de chaque ensemble de simulations, et trois tracés reproduits distincts, choisis aléatoirement, sont représentés par des lignes noires minces. La ligne verticale tiretée représente la dernière année des données antérieures, soit 2023, et la ligne horizontale tiretée du graphique du bas, le taux d'exploitation cible maximal de 14 %.

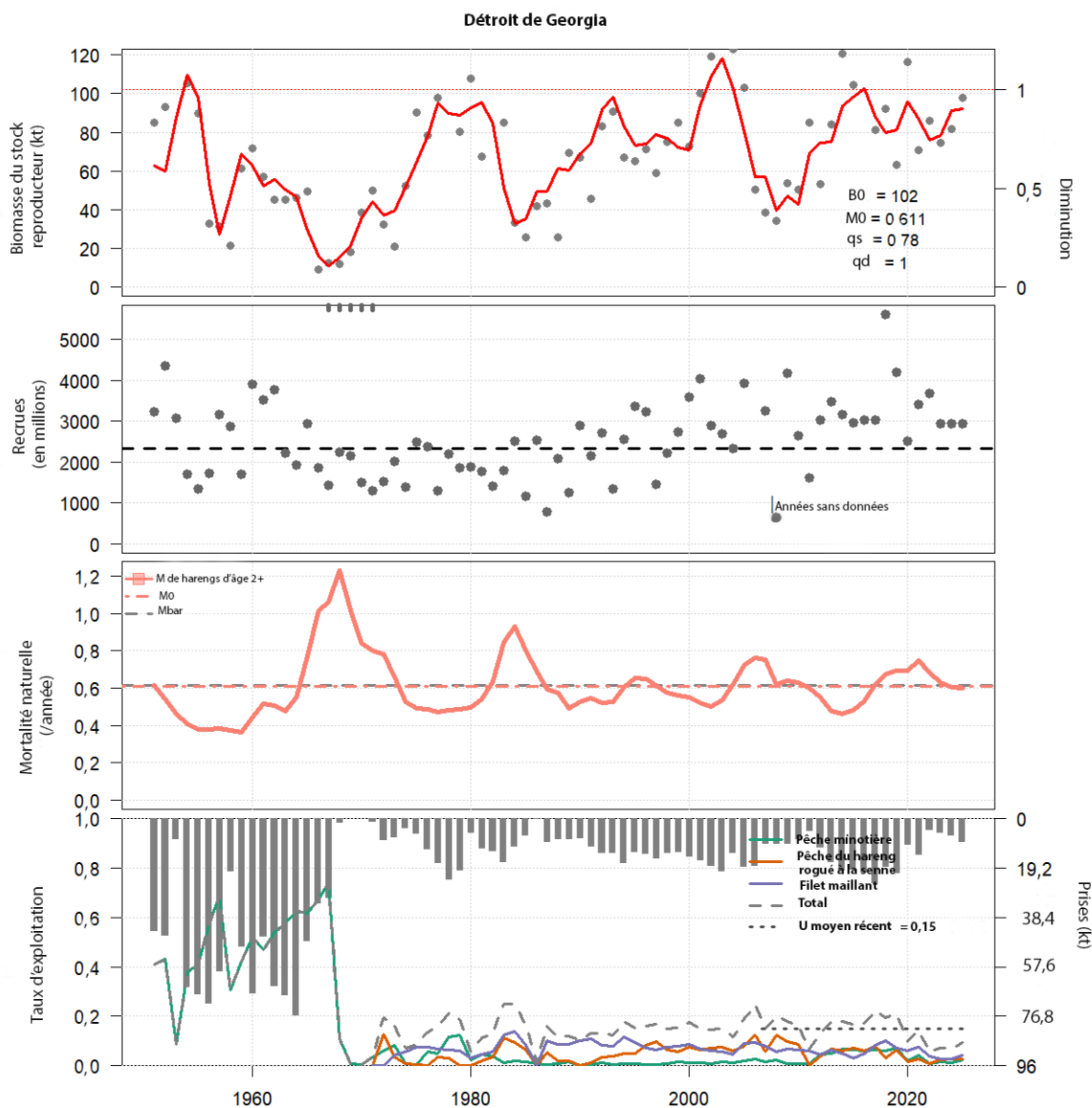


Figure 15. Série chronologique (1951 à 2025) des estimations du maximum de vraisemblance à partir du modèle d'estimation (de haut en bas) : biomasse du stock reproducteur (kt) et indice du frai combinés (cercles, kt), et diminution de la biomasse (tendance en rouge); recrutement en millions d'individus (les années sans données indiquent des années pour lesquelles il n'existe aucune donnée sur la composition selon l'âge); mortalité naturelle estimée (formule indépendante de la densité); taux d'exploitation (lignes de tendance) et prises (kt, barres verticales).

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

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

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

ISSN 1919-3815

ISBN 978-0-660-97883-3 N° cat. Fs70-7/2026-003E-PDF

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par la ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2026. Mise à jour de l'état du stock de hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) du détroit de Georgia en 2025. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2026/003.

Also available in English:

DFO. 2026. Strait of Georgia Pacific Herring (*Clupea pallasii*) Stock Update in 2025. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2026/003.