



PROCESSUS D'ÉVALUATION DES STRATÉGIES DE GESTION DU HARENG DU PACIFIQUE DU DISTRICT DE PRINCE RUPERT POUR 2025 À 2027

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) possibles et la valeur de B_{RMD} . Il existe une option de quota pour la région d'évaluation des stocks du district de Prince Rupert, 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 l'examen par les pairs du 22 septembre 2025 sur le processus d'évaluation de la Stratégie de gestion du hareng du Pacifique du district de Prince Rupert pour 2025 à 2027.

AVIS SCIENTIFIQUE

État du stock

- La biomasse du stock reproducteur, représentée par le modèle opérationnel, est supérieure au point de référence limite (PRL) avec une probabilité de 92 % et a récemment dépassé de 39,38 kt le point de référence supérieur (PRS) proposé pour la période productive (tableau 1).
- La région principale d'évaluation du stock du district de Prince Rupert se trouve dans la zone saine.

Tendances du stock

- La biomasse du stock reproducteur a commencé à diminuer en 1990 et s'est approchée du PRL vers 2003. Le stock a fluctué au niveau et au-dessus du PRL jusqu'en 2018 environ, puis a augmenté les années suivantes pour passer au-dessus de B_{RMD} et du PRS en 2023.
- Le modèle opérationnel estime que la biomasse du stock reproducteur a été supérieure à B_{RMD} et au PRS proposé de la période productive pendant les deux 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 (Haida Gwaii, côte centrale et côte ouest de l'île de Vancouver) des cinq stocks de hareng du Pacifique étaient faibles; ces états ont

servi à définir un PRL de $0,3B_0$ pour les cinq stocks (Kronlund *et al.* 2017). Ce PRL est intégré à l'évaluation des stratégies de gestion (ESG) du hareng du Pacifique par l'intermédiaire d'un objectif de conservation indiquant qu'il faut « éviter d'atteindre le PRL avec 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; MPO 2009).

- Le cadre de gestion du hareng intègre la mortalité dépendante de la densité et le recrutement variable dans le temps dans le modèle opérationnel 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 dans la simulation des points de référence et dans l'évaluation du rendement des procédures de gestion.
- De 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 3 367 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 8 % à la biomasse du stock reproducteur prévue pour 2026.

FONDEMENT DE L'ÉVALUATION

Détails de l'évaluation

La région d'évaluation du stock de hareng du Pacifique du district de Prince Rupert (district de Prince Rupert) est l'une de cinq régions principales d'évaluation du stock. Des avis concernant les autres régions principales et les deux régions secondaires d'évaluation du stock sont présentés dans les documents MPO (en préparation)¹ et MPO (en préparation)².

Les stratégies de pêche pour le hareng du Pacifique du district de Prince Rupert 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 district de Prince Rupert 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).

¹ MPO. En préparation. 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. Rép. des Sci.

² MPO. En préparation. Mise à jour de l'état du stock de hareng du Pacifique du détroit de Georgia en 2025. Secr. can. des avis. sci. du MPO. Rép. des Sci.

Le modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA estime la biomasse du hareng du district de Prince Rupert de 1951 à 2024 selon les séries chronologiques historiques 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 de Pêches et Océans Canada (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).

Pour les procédures de gestion de rechange, les réponses du stock du district de Prince Rupert à la pêche sont générées par un modèle opérationnel unique. Pour tenir compte de l'incertitude future (prévue) dans les données de suivi et les dynamiques sous-jacentes de la population, un échantillonnage du modèle opérationnel est fait à partir de la distribution *a posteriori* combinée calculée selon le théorème de Bayes, et ce, pour tous les paramètres estimés du modèle. De plus, l'incertitude dans les recrutements futurs est générée par leur simulation à partir d'une distribution log-normale autour d'une relation stock-recrutement de Beverton-Holt. La distribution combinée *a posteriori* calculée selon le théorème de Bayes pour les paramètres du modèle visant le district de Prince Rupert comprend le paramètre h de variation du modèle stock-recrutement (c.-à-d. la productivité à une faible biomasse du stock reproducteur), qui ne peut pas être estimé dans certaines régions d'évaluation du stock en raison de leur état prolongé de faible productivité (p. ex. détroit de Georgia). Les détails de l'ajustement du modèle opérationnel aux données et à ses quantités estimées sont décrits à l'annexe A.

Le modèle opérationnel simule la dynamique des populations de hareng selon les procédures de gestion proposées sur une période de projection de 15 ans (2025 à 2039) 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 de la pêche »). 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. $P(B_t \geq 0.3B_0) \geq 0.75$) 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 mis en œuvre pour le hareng du Pacifique du district de Prince Rupert 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

Dernière évaluation complète : le présent document (2025)

Approche d'évaluation du stock

1. Catégorie générale : processus d'ESG complet au moyen d'un modèle opérationnel unique pour 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.* 2024) estime l'état du stock de hareng du Pacifique du district de Prince Rupert 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.

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 de déplacement ou migrations entre les régions d'évaluation des stocks, de la structure des stocks à petite échelle ni de l'incertitude relative à la structure des stocks. Toutefois, la dynamique de la structure des stocks 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 [PGIP] annuel).

Le hareng dans le district de Prince Rupert fraye principalement à la fin mars et au début avril, à divers sites et à des moments variables (figure 1). La majorité de la fraie se produit dans la section 042 (région de la baie Big) et dans la section 052 (Kitkatla). Des détails sur la période et les sites de fraie sont présentés dans le [rapport sommaire sur les données du district de Prince Rupert de 2025](#) (en anglais seulement).

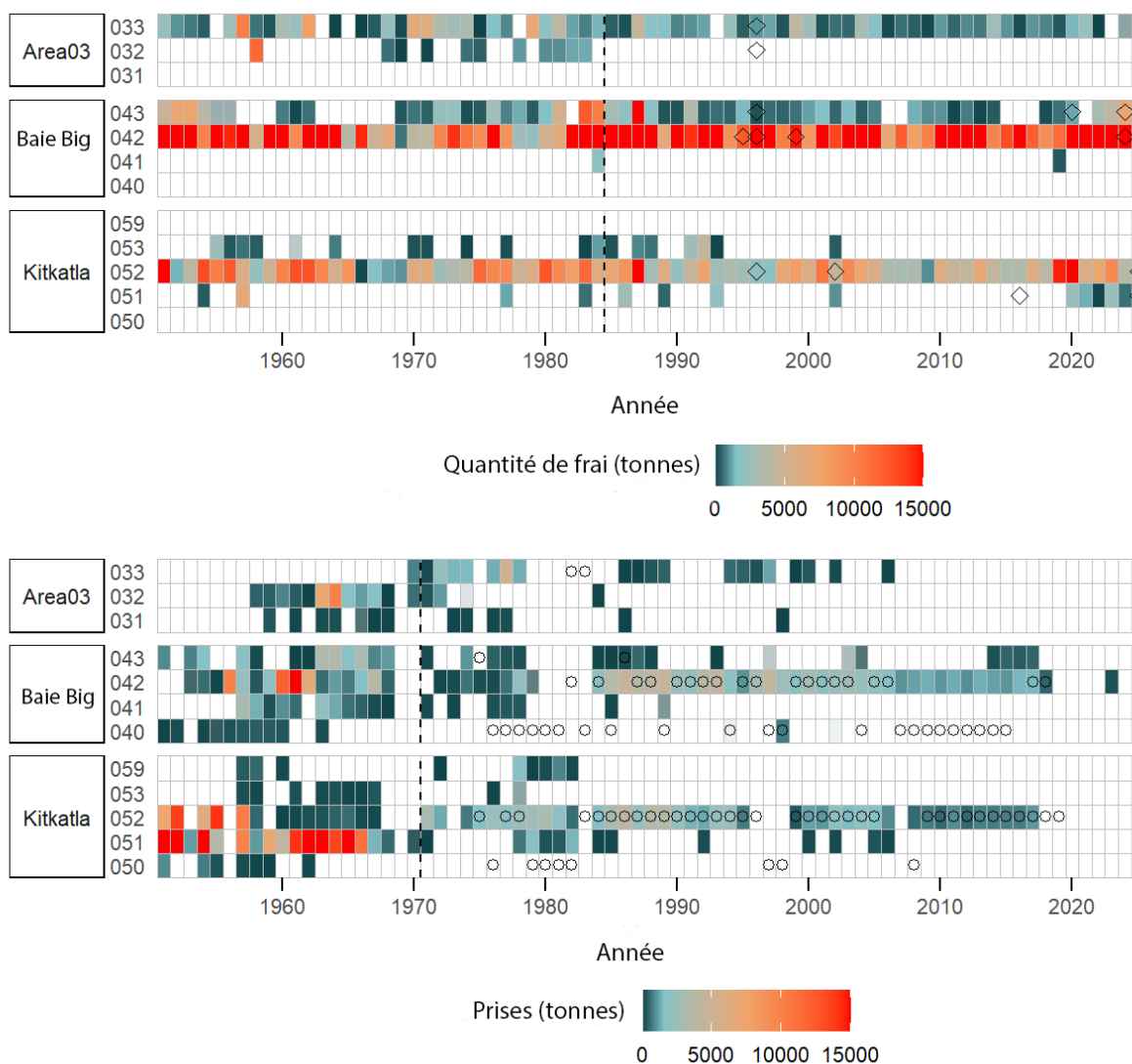


Figure 1. Graphique du haut : Distribution spatiale du frai du hareng (indice combiné) de 1951 à 2025. Les diamants indiquent un relevé incomplet du frai. Graphique du bas : Distribution spatiale des données sur les prises de hareng de 1951 à 2025. Les tonnes de prises comprennent les prises dans les pêches suivantes : minotière, hareng rogué, hareng de consommation et hareng-appât, et à usage spécial. Les cercles indiquent la présence d'œufs sur varech. Les rangées indiquent les sections des régions d'évaluation des stocks de hareng.

Les prises des flottes de pêche à la senne et au filet maillant se font dans des zones spatiales distinctes depuis le milieu et la fin des années 1990 (figure 2). Les deux types d'engins ont été utilisés pour pêcher dans la baie Big et le bras Kitkatla depuis ce temps, mais depuis 2005, aucune section ne fait l'objet conjointement de pêches à la senne et au filet maillant. La majorité de la pêche au filet maillant a lieu dans la section 042 (baie Big) et la majorité de la pêche à la senne a lieu dans la section 052 (Kitkatla). Par hasard, le frai se trouve principalement dans les sections 042 et 052 dans la baie Big et le bras Kitkatla, respectivement (figure 1).

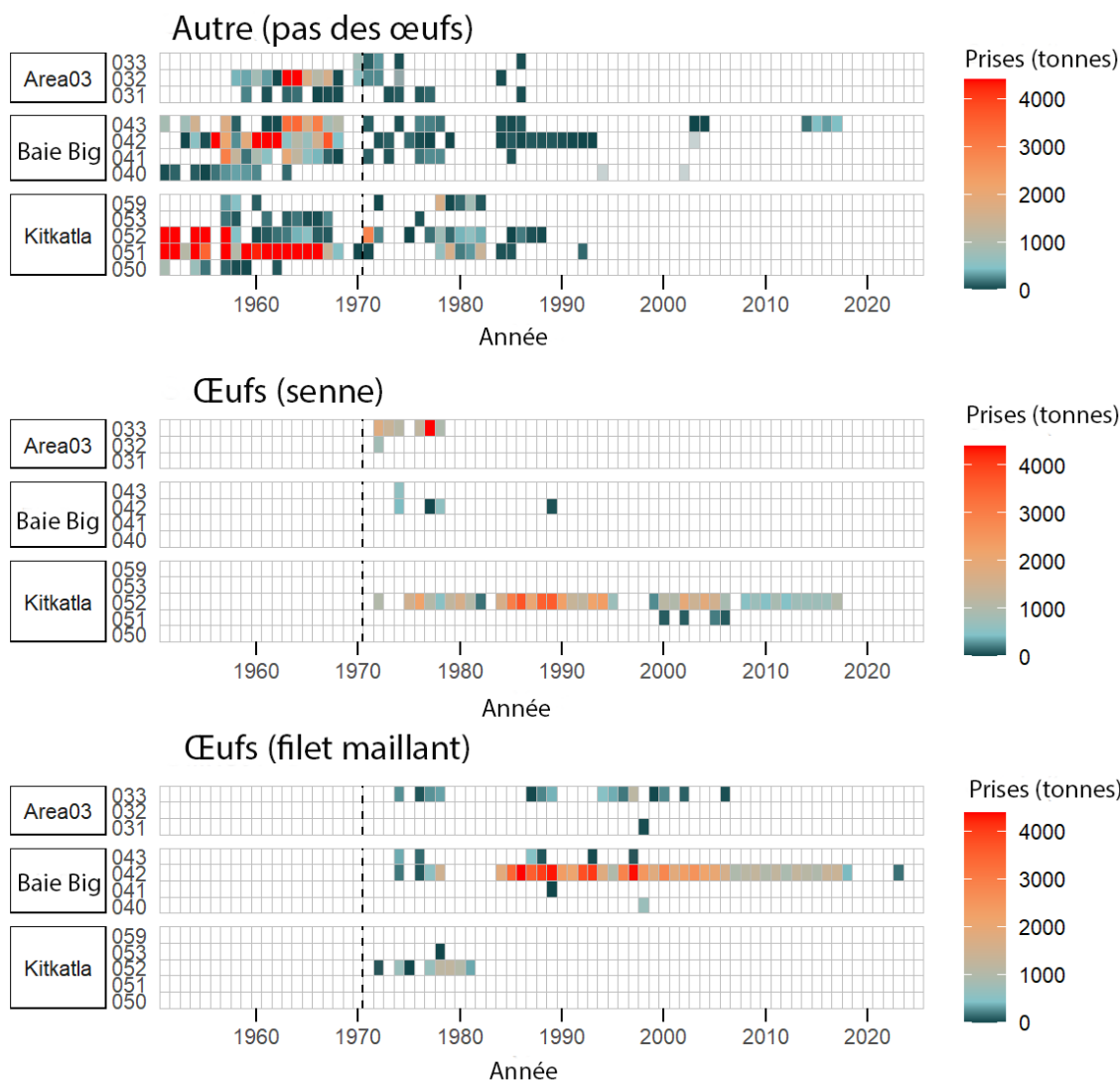


Figure 2. Distribution spatiale des données sur les prises de hareng de 1951 à 2025; les tonnes de prises comprennent les prises provenant des pêches minotières, du hareng de consommation et du hareng-appât, et à usage spécial (haut), les pêches du hareng rogué à la senne (milieu) et les pêches du hareng rogué au filet maillant (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, hareng de consommation et 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.* 2024).

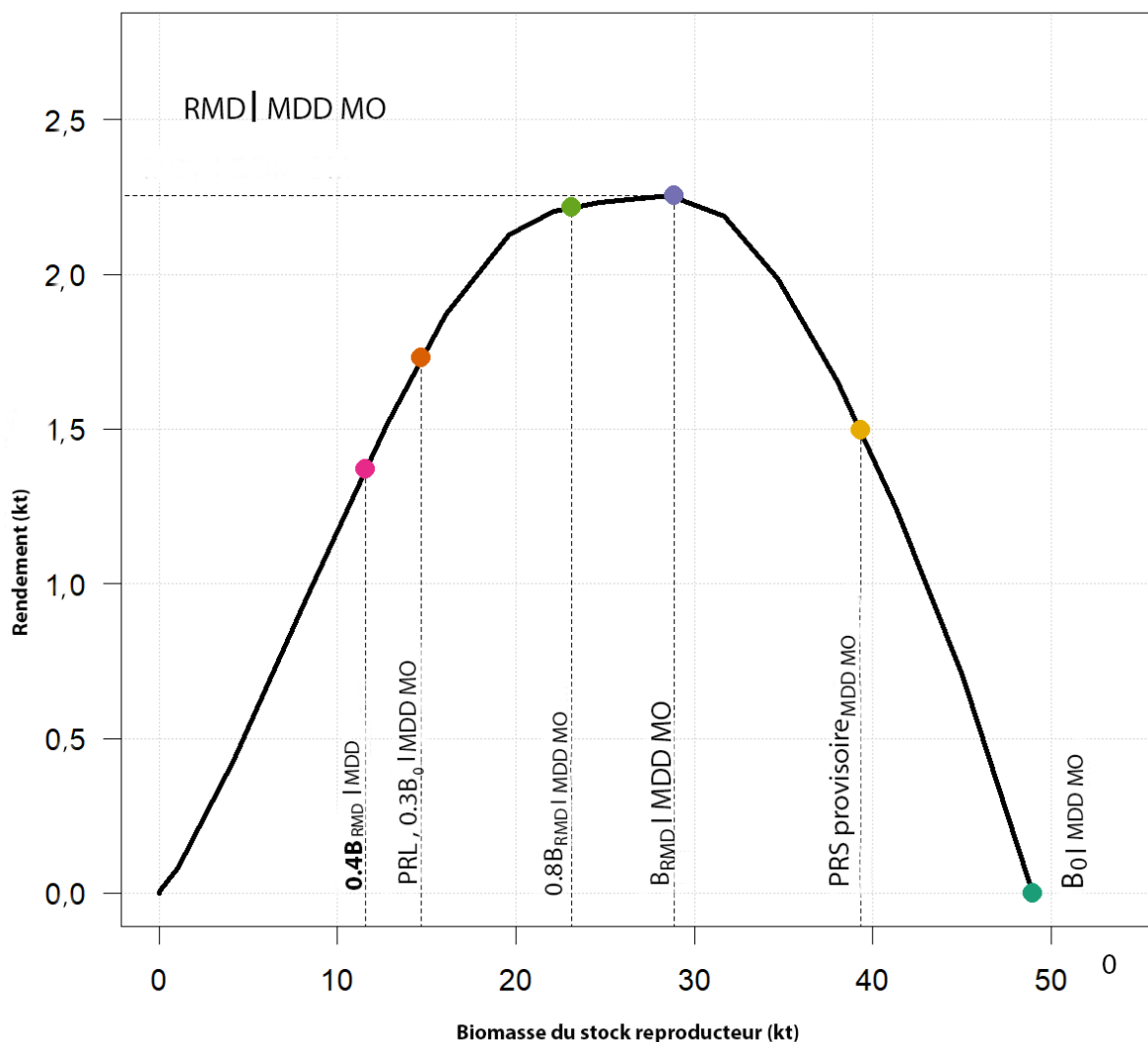


Figure 3. Courbe de rendement à l'équilibre pour la biomasse du stock reproducteur produite par le modèle opérationnel pour le hareng du district de Prince Rupert. La ligne horizontale tiretée indique l'estimation du rendement maximal durable (RMD) du modèle opérationnel, et les segments de lignes verticales 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 ($\bar{B}_{1983:1992}$), 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] = $0,303 B_0$) et le PRL par défaut établi par la politique du MPO ($0.4B_{RMD}$).

Point de référence limite (PRL)

Le PRL actuel ($0.303 B_0$), estimé à l'aide du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA, est de 14,7 kt, où B_0 est l'estimation de la moyenne à long terme de la biomasse du stock reproducteur non exploitée (Kronlund *et al.* 2017; 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 ($\bar{B}_{1983:1992}$), estimé au moyen du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA est de 39,3 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, le Secteur de la gestion des ressources du MPO a établi un « PRS provisoire » de $\bar{B}_{1983:1992}$, 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 district de Prince Rupert. 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 points de référence cibles (PRC) n'ont pas encore été définis pour le hareng du district de Prince Rupert. 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 district de Prince Rupert 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 district de Prince Rupert, 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 district de Prince Rupert.

1. Établir un PRL de $0.3 B_0$ fondé sur une analyse de la productivité du stock (Kronlund *et al.* 2017). Le PRL de $0.3 B_0$ pour le modèle opérationnel du district de Prince Rupert est d'environ $0.5 B_{RMD}$ (annexe A). Ce PRL est supérieur au PRL par défaut de $0.4 B_{RMD}$ (MPO 2009) et, également, ressemble davantage 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 de la pêche

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; $P(B_t \geq 0.3B_0) \geq 0.75$).

Trois objectifs supplémentaires sont présentés aux fins de considération lorsque l'exigence liée au PRL est remplie :

2. 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; $P(B_t \geq B_{cible}) \geq 0.50$);
3. 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; $VAM < 0.25$);
4. Maximiser les prises annuelles moyennes sur trois générations de hareng du Pacifique (c.-à-d. maximiser les prises moyennes).

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.

Pour le hareng du district de Prince Rupert, les priorités suivantes ont été énoncées par les Lax Kw'alaams et communiquées par leur service des pêches :

1. Rétablir les stocks de hareng dans les zones qui soutiennent traditionnellement la récolte d'œufs sur varech;
2. Établir une gestion conjointe de la pêche entre les Lax Kw'alaams et le MPO;
3. Déterminer les principaux facteurs de la productivité du hareng (p. ex. les prédateurs) et comment ces facteurs pourraient influencer sur la productivité du hareng.

État du stock selon le modèle opérationnel

L'état du stock du district de Prince Rupert découle du modèle opérationnel fondé 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 2024, établi au moyen du modèle opérationnel, est présenté dans la section « Analyse selon l'évaluation des stratégies de gestion ».

La Direction des sciences de la région du Pacifique du MPO procédera tous les trois ans à la mise à jour du modèle opérationnel pour le hareng du district de Prince Rupert, conformément aux recommandations du MPO (2023a) et au tableau 3. En 2028, le MSSIPHA sera ajusté à de nouvelles données issues de relevés et de la pêche dans le district de Prince Rupert (ce qui prolongera la série chronologique historique), 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, de même que de nouvelles hypothèses et mesures de rendement, pourraient également être intégrés au processus d'ESG à ce moment.

Durant les années intermédiaires (2025, 2026 et 2027), 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 district de Prince Rupert 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 augmente progressivement, 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 graduelle 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 district de Prince Rupert 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 district de Prince Rupert lors de la saison 2025 à 2026 est dérivé 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 (TR) de 8 % (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.

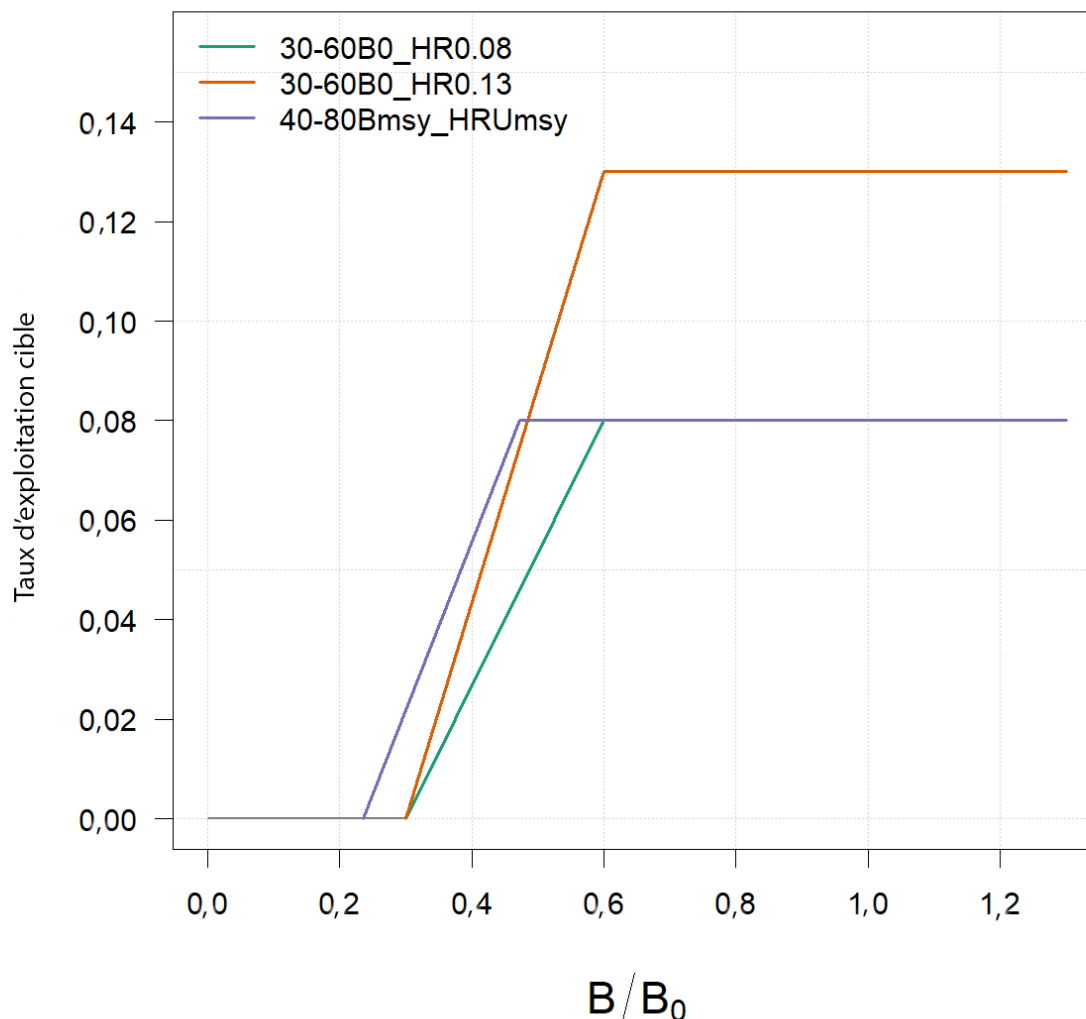


Figure 4. Trois règles de contrôle des prises (RCP) des procédures de gestion associées au hareng du district de Prince Rupert. La ligne verte représente la procédure de gestion ajustée pour que l'objectif de conservation puisse être atteint sur une période de projection de 40 ans, pour le modèle opérationnel (avec une mortalité naturelle dépendante de la densité) et un taux d'exploitation cible maximal de 8 %. La ligne orange représente une règle supplémentaire en forme de bâton de hockey associée au taux d'exploitation cible maximum de 13 % réalisé (moyenne sur 20 ans). La ligne violette représente la règle de contrôle des prises par défaut du MPO avec un taux d'exploitation cible maximum établi à U_{RMD} et des points de contrôle à $0,4B_{RMD}$ et $0,8B_{RMD}$.

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 au modèle opérationnel 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 du modèle opérationnel serait étudié afin de déterminer la gravité et les

répercussions potentielles sur le rendement de la procédure de gestion. Le réexamen du modèle opérationnel et des procédures de gestion au moyen d'une simulation pour les années intermédiaires serait envisagé. 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. Des critères supplémentaires pour les circonstances exceptionnelles seront pris en compte, 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.

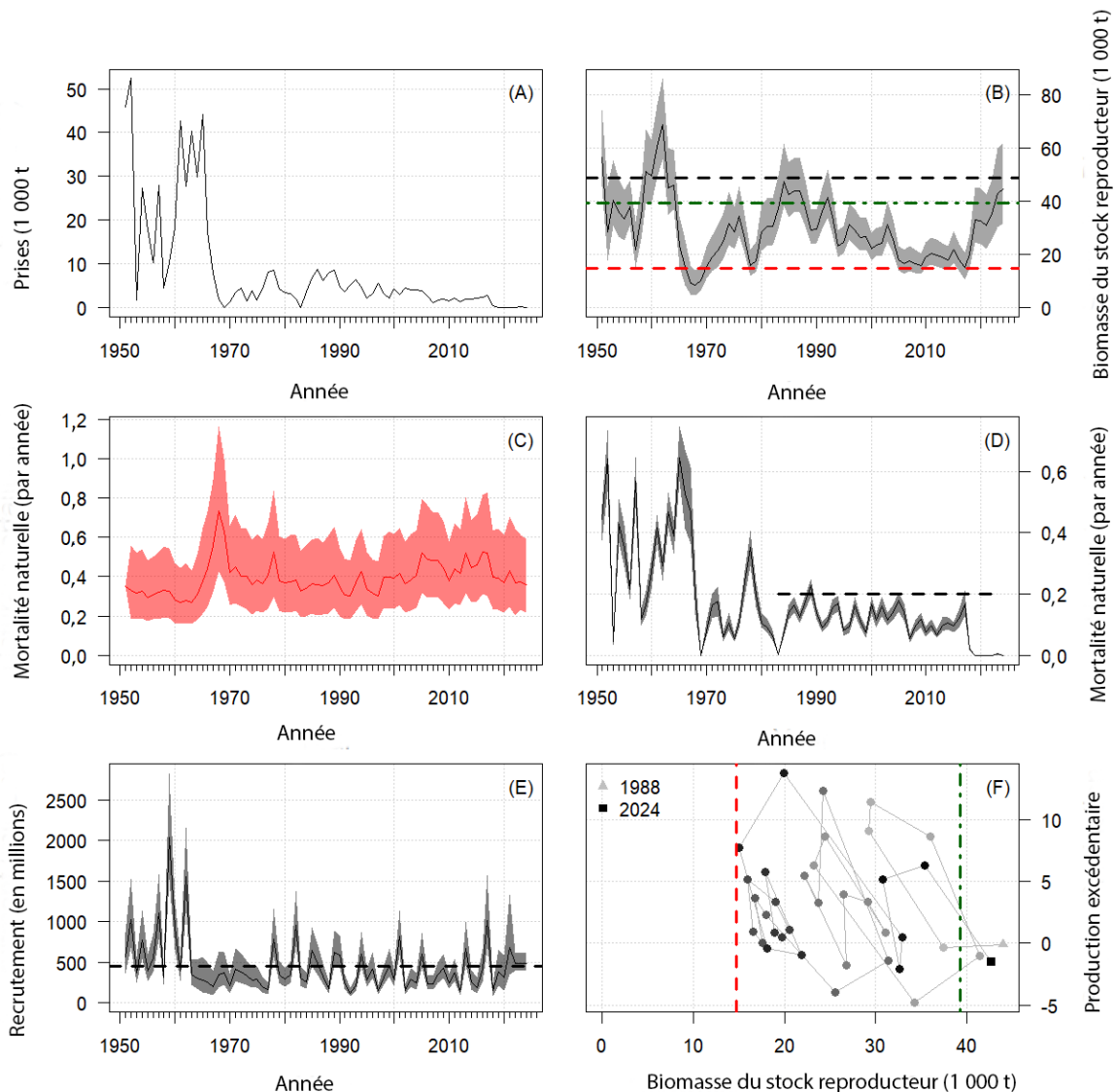
Données

Trois types de données d'entrée sont utilisées pour évaluer les stocks de hareng du Pacifique : les données sur les prises, les données biologiques et l'indice tiré des relevés indépendants 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.

Les données complètes sur le district de Prince Rupert sont présentées dans le [rapport sommaire sur les données du district de Prince Rupert pour 2025](#) (en anglais seulement).

ANALYSE SELON L'ÉVALUATION DES STRATÉGIES DE GESTION

L'état et les tendances du stock de hareng du district de Prince Rupert sont représentés dans le modèle opérationnel au moyen de la série chronologique historique (1951 à 2024) et de six indicateurs (figure 5). Les tendances dans le modèle opérationnel sont similaires à celles présentées dans les précédentes évaluations du stock de hareng du district de Prince Rupert (MPO 2024), et les sources des données et les indicateurs choisis sont presque identiques. Des comparaisons des étapes sont présentées dans Johnson *et al.* (2024).



+

Figure 5. Indicateurs de l'état du stock de hareng du Pacifique dans la région principale d'évaluation du stock du district de Prince Rupert (district de Prince Rupert) de 1951 à 2024, estimés par le modèle opérationnel. 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 tiretée), le point de référence supérieur (PRS) de la période productive (ligne verte tiretée) et la biomasse du stock reproducteur non exploitée (B_0 ; ligne noire tiretée). (C) : Taux de mortalité naturelle estimé (M /année; ligne rouge). (D) : Taux d'exploitation estimé (U_t ; ligne de tendance noire); la ligne horizontale tiretée correspond à un taux d'exploitation de 20 % pour la période de 1983 à 2022. (E) : Recrutement d'individus d'âge 1; la moyenne historique est représentée par une ligne noire tiretée. (F) Production excédentaire estimée (axe vertical) par rapport à la biomasse du stock reproducteur (axe horizontal) pour 1988 (triangle) jusqu'à 2024 (carré); les points les plus pâles représentent les premières années de cette période. Les lignes verticales tiretées représentent ce qui suit (de gauche à droite) : le PRL (rouge), le PRS de la période productive (vert) et B_0 (noir).

Tendances et trajectoires historiques et récentes du stock

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

Pour 2024, la biomasse du stock reproducteur estimée (B_{2024}) correspond à 45,2 kt, la biomasse du stock reproducteur non exploitée (B_0), à 48,95 kt, et l'état des stocks (B_{2024}/B_0), à 0,91 (médianes *a posteriori*). L'estimation de la biomasse du stock reproducteur en 2024 est supérieure au PRL selon une probabilité de 99 % dans le modèle opérationnel.

Le modèle opérationnel estime que la biomasse du stock reproducteur est supérieure à B_{RMD} et aux PRS provisoires (figure 5B).

Recrutement et mortalité naturelle

Les fluctuations dans la biomasse estimée du stock reproducteur pour le district de Prince Rupert sont attribuables à une combinaison de mortalité naturelle et de recrutement. Il existe des tendances à plus long terme de la mortalité naturelle et de la biomasse du stock reproducteur qui sont inversement corrélées, où la mortalité diminue à mesure que la biomasse augmente et vice versa (figure 5B à C). Un tel comportement est attendu compte tenu de la formule M dépendante de la densité. Les changements interannuels plus instables sont déterminés par les tendances du recrutement, qui montrent des périodes de variation autour de la moyenne, comme de 1978 à 1995, mais aussi des périodes où les recrutements sont constamment inférieurs à la moyenne, comme dans les années 1960, 1970 et 2000 (figure 5E). Les périodes persistantes de faible recrutement peuvent avoir des effets différents, liés aux tendances des taux d'exploitation à peu près au même moment (figure 5D). Par exemple, malgré un faible recrutement après l'effondrement dans les années 1960 et 1970, le stock a pu se rétablir vers la fin des années 1970, en partie grâce à la fermeture de la pêche et à un taux d'exploitation moyen plus bas. Il convient de noter que le rétablissement a chuté à mesure que les taux d'exploitation ont augmenté en 1979, ce qui a entraîné une autre fermeture en 1981. Par ailleurs, le recrutement inférieur à la moyenne dans les années 2000 maintient le stock près du point de référence limite, lorsque les taux d'exploitation sont proches de la moyenne récente de 13 % la plupart des années. Encore une fois, le rétablissement se produit après que les prises ont été réduites à près de zéro après 2017.

Production de la biomasse du stock reproducteur

La production estimée de la biomasse du stock reproducteur était élevée en 2019 et a ensuite diminué durant les trois années suivantes jusqu'à 2023 (figure 5F), alors que la biomasse du stock reproducteur avait commencé à augmenter. Cela est assez normal, car un stock s'approche des niveaux au-dessus de B_{RMD} et la production excédentaire est alors remplacée par un stock permanent (figure 5C).

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 de la mortalité naturelle variable dans le temps (M) et du recrutement, 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 des stocks.

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 district de Prince Rupert, et explique comment ces recherches soutiennent ou corroborent davantage l'utilisation d'une fonction anticompensatoire pour la modélisation de la mortalité naturelle de ce stock.

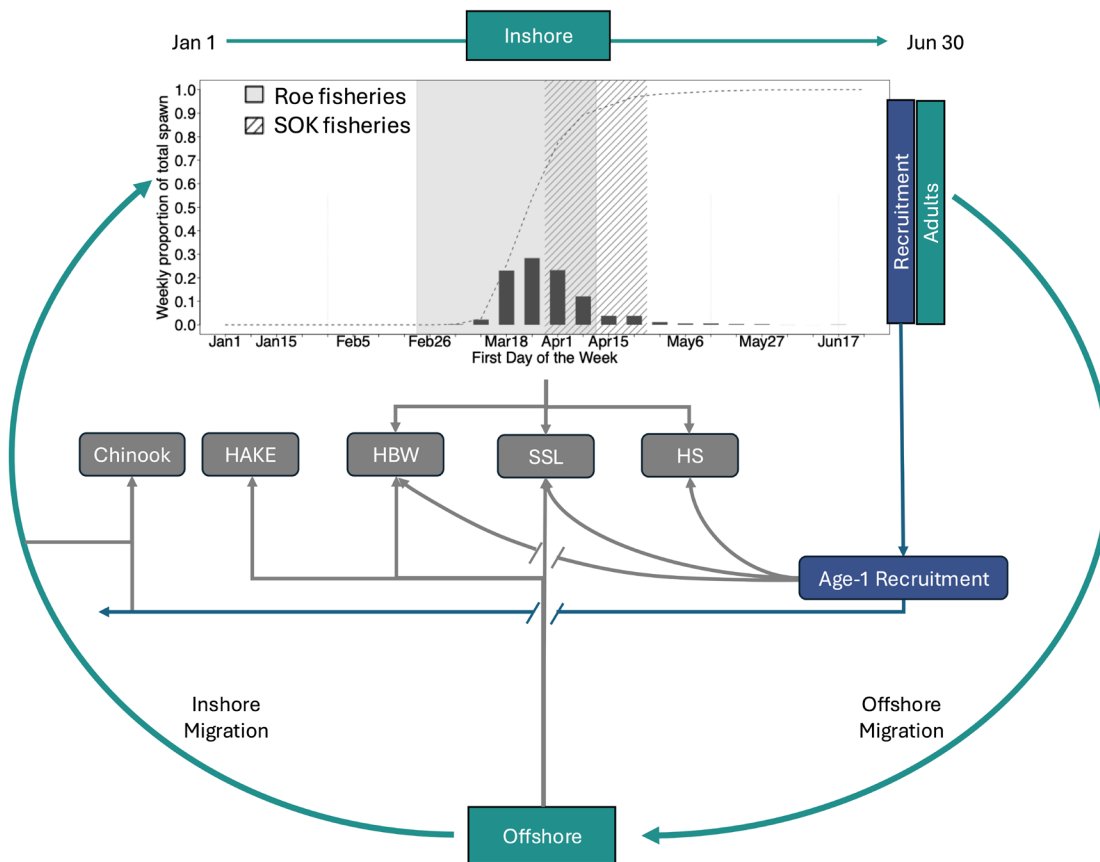


Figure 6. Modèle conceptuel du cycle vital annuel du hareng du Pacifique, qui comprend la mortalité par prédation dans les régions côtières et extracôtières, le moment de la fraie (janvier à juin), le recrutement et les pêches. Les flèches vers les cases « Prédateurs » (en gris) indiquent les pertes dues à la mortalité par prédation du merlu du Pacifique (MERL), des rorquals à bosse (RAB), des otaries de Steller (ODS), des phoques communs (PC) et des saumons chinooks (chinook). La fraie a lieu à la fin de chaque année, le 30 juin. Les flèches provenant des cases sur le 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 harengs 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). Les prédateurs dans le district de Prince Rupert comprennent le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*), le phoque commun (*Phoca vitulina*), l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*), le

merlu du Pacifique (*Merluccius productus*) et le saumon chinook (*Onchorynchus tshawytscha*); ils se nourrissent tous de plusieurs stades biologiques du hareng pendant la majeure partie de leur cycle de vie annuel (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 des stocks 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).

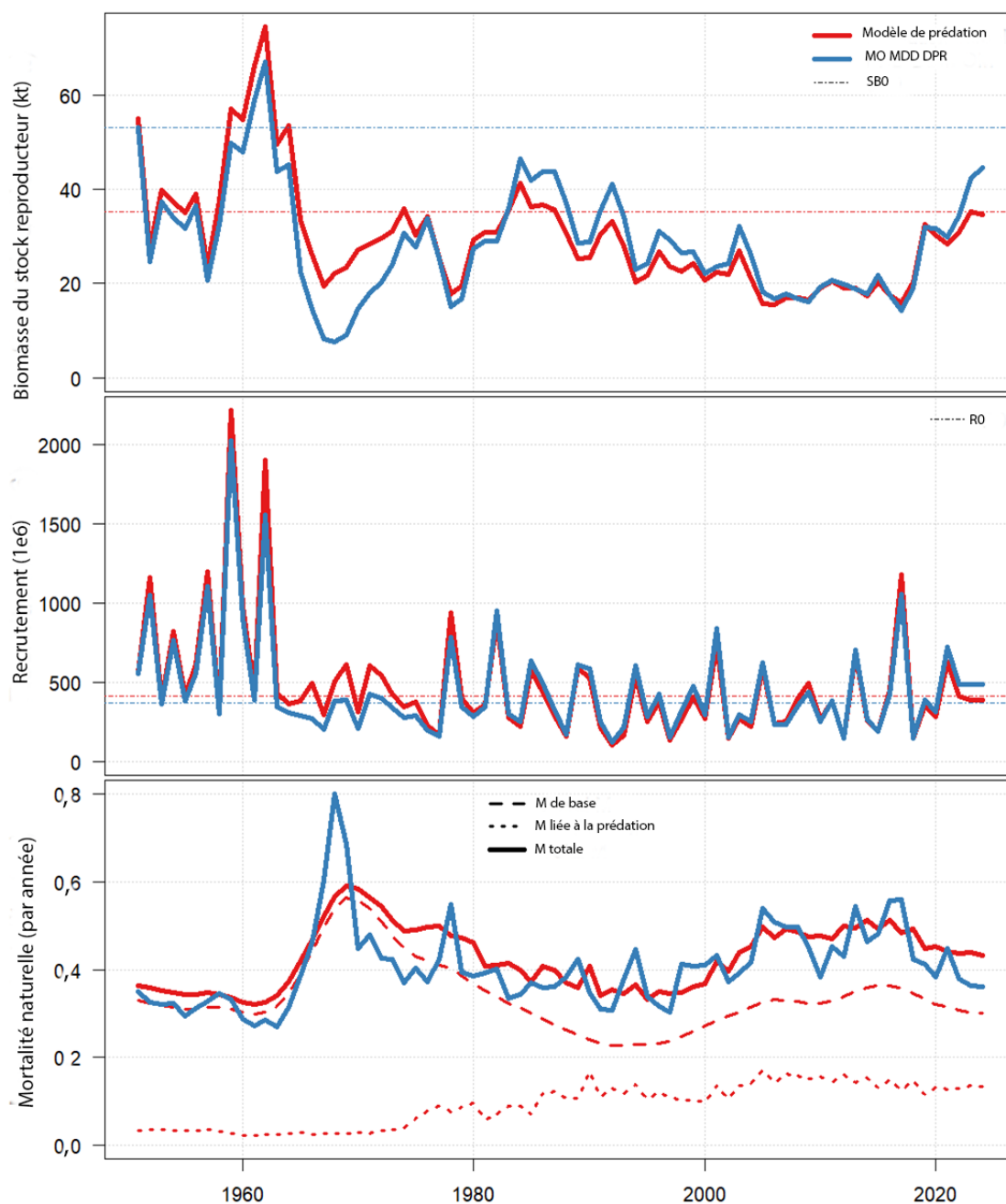


Figure 7. Comparaison des estimations du maximum de vraisemblance de la biomasse du stock reproducteur (en haut), du recrutement d'individus d'âge 1 (au milieu) et du taux de mortalité naturelle des individus d'âge 2 (en bas) dans le district de Prince Rupert (district de Prince Rupert) d'après le modèle de prédation (en rouge) et le modèle opérationnel (MO) de la mortalité dépendante de la densité selon le MSSIPHA pour le stock du district de Prince Rupert (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 hareng par les prédateurs a augmenté d'environ 25 %, principalement en raison de la croissance du nombre de rorquals à bosse et d'otaries de Steller dans la région d'évaluation du stock du district de Prince Rupert. Parallèlement, la consommation par les merlus et les saumons chinooks a varié en fonction du stock et/ou de la taille de la remonte. Le merlu a consommé davantage de hareng entre le milieu des années 1970 et le milieu des années 1990, alors que les stocks de merlu étaient plus importants, et le saumon chinook a consommé davantage de hareng entre les années 1980 et les années 2010 (figure 8), alors que les remontes de saumons chinooks étaient plus importantes. 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 de M variable 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'espèce³.

Il convient de noter qu'une étude de 2024 sur l'utilisation traditionnelle du hareng du Pacifique par les Lax Kw'alaams (non publiée) a indiqué que les oiseaux étaient une possible source importante de mortalité pour le hareng du district de Prince Rupert. Les évaluations préliminaires des 7 principales espèces d'oiseaux prédateurs (mouettes, aigles, bécasseaux du ressac, macreuses, harles) ont montré une faible incidence, par rapport aux mammifères marins, sur la biomasse du stock reproducteur et les attentes en matière de productivité future du hareng.

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.

³ 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.

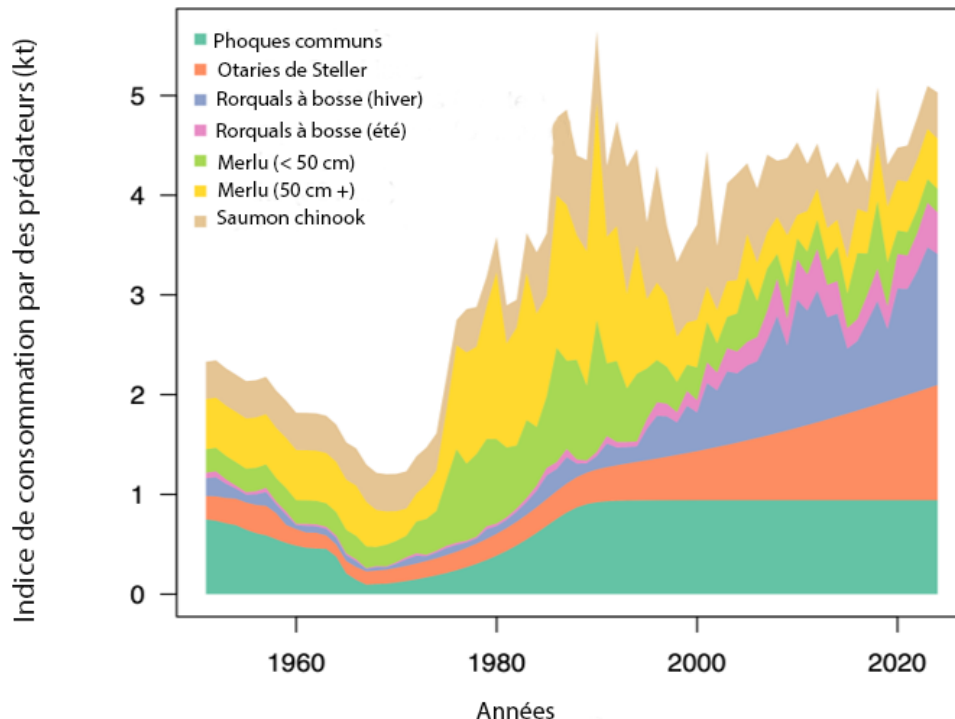


Figure 8. Estimation de la consommation de hareng du district de Prince Rupert par des prédateurs, de 1951 à 2024. Les prédateurs consomment des harengs de tous les âges, à divers degrés, selon leur préférence en matière de taille. La consommation est estimée en milliers de tonnes pour chaque espèce, les merlus et les rorquals à bosse étant divisés en groupes d'alimentation; ils diffèrent en taille (et donc en préférence de taille) pour le merlu, et en préférence de taille et en chevauchement spatiotemporel pour le rorqual à bosse, par rapport au hareng du district de Prince Rupert.

Dynamique spatiale et répartition du frai

La répartition historique de l'abondance du frai du hareng dans le district de Prince Rupert montre des zones principales relativement constantes dans les zones StatArea 03, StatArea 04 (baie Big) et StatArea 05 (Kitkatla; figures 1, 9). La zone principale de la baie Big est la section 042, où une grande quantité de frai a été observée la plupart des années depuis 1951. La zone principale de Kitkatla est la section 052, où plusieurs observations de frai plus important que la moyenne ont été faites, mais aussi plusieurs années où le frai est faible. La section 033 est la zone de frai principale dans StatArea 03, où la quantité totale de frai est inférieure en moyenne aux zones principales de la baie Big et de Kitkatla, mais à l'intérieur d'une zone beaucoup plus petite. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre si ces zones principales présentent un certain degré de connectivité et comment inclure toute tendance spatiale dans la répartition du frai dans les futurs modèles.

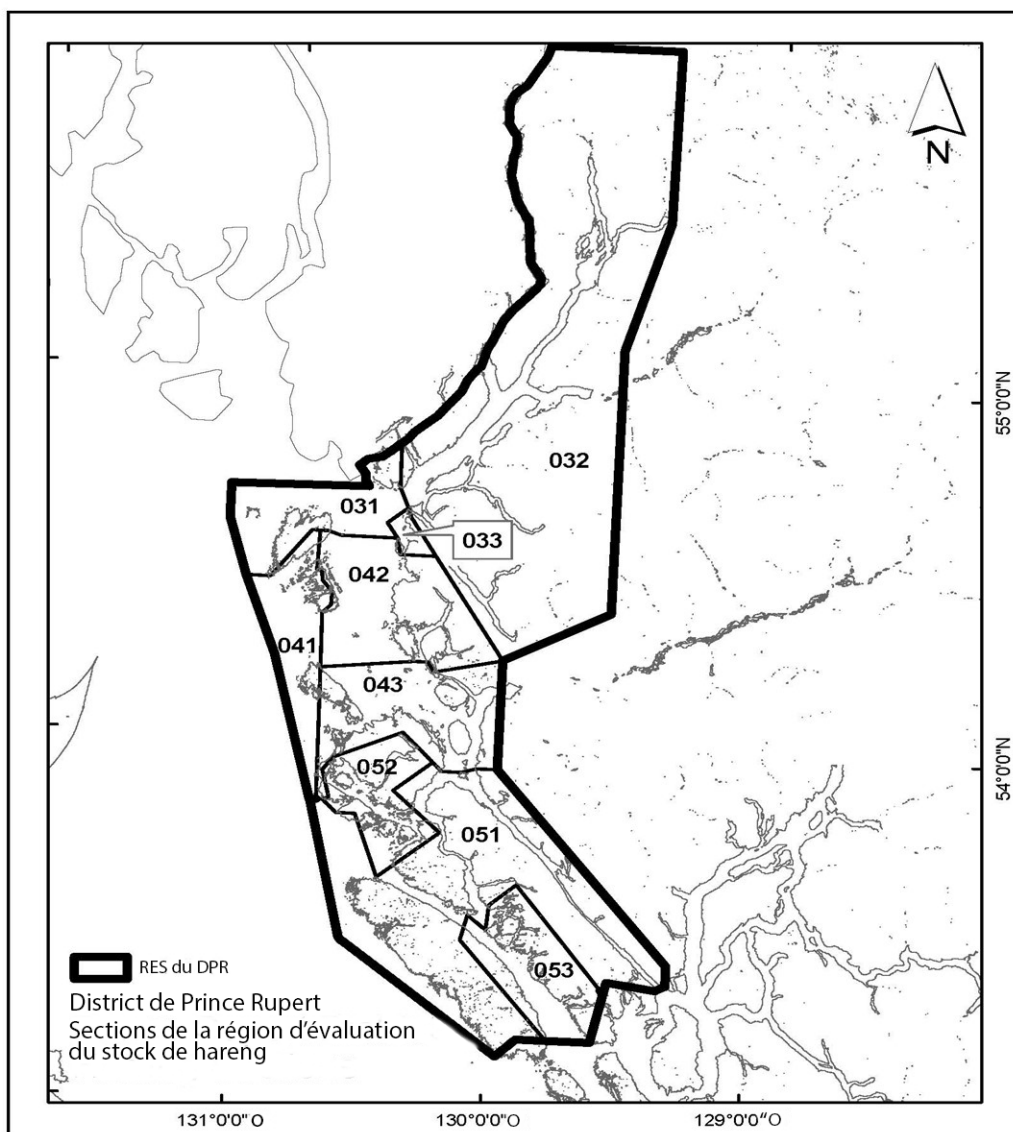


Figure 9. Carte des sections de la région d'évaluation du stock de hareng du district de Prince Rupert.

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 points de référence supérieurs du stock) récemment proposés pour le hareng du

Pacifique de la Colombie-Britannique étaient fondés sur une période productive récente (MPO 2023b). Dans la région du district de Prince Rupert, l'objectif proposé est de maintenir la biomasse du stock reproducteur à un niveau égal ou supérieur à une biomasse cible équivalant à la biomasse moyenne entre 1983 et 1992, avec 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 présentée ici pour le hareng du district de Prince Rupert permet de s'approcher de cet objectif proposé ($p = 0,47$; 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 défini pour le hareng du district de Prince Rupert en 1983. Cependant, le maximum de 20 % a rarement été mis en œuvre dans le PGIP, et le taux d'exploitation réalisé s'est établi en moyenne à environ 13 % au cours des 20 dernières années avec une pêche annuelle (figure 5, graphique D).

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 42,13 kt (estimation du maximum de vraisemblance) et que l'état du stock ($\hat{B}_{2025}/\hat{B}_0$) serait de 0,88. La figure 18 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_HR0.08, associée à un PCI et à un PCS 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 8 %, 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 $\hat{B}_{2026} = 42,09$ kt (estimation du maximum de vraisemblance), et l'état du stock ($\hat{B}_{2026}/\hat{B}_0$), à 0,88. Étant donné que la biomasse du stock reproducteur est supérieure au PCS de la règle de contrôle des prises ($0,6B_0$), un taux d'exploitation cible maximal de 8 % est recommandé par la procédure de gestion, ce qui donne un TAC de 3,37 kt.

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

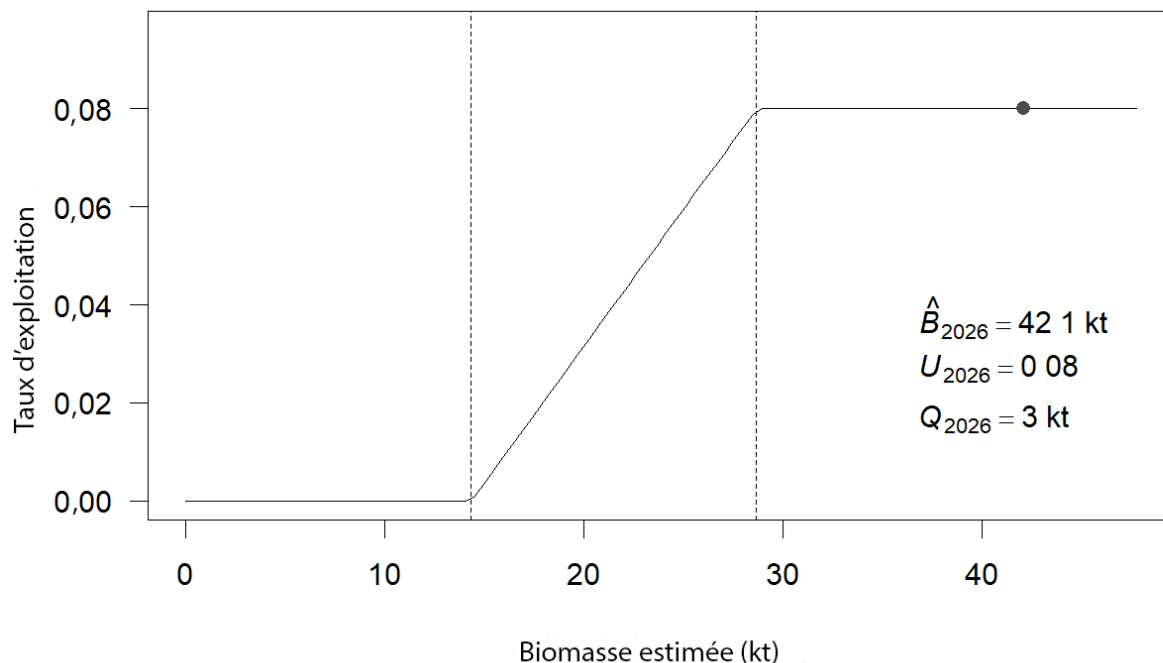


Figure 10. Règle de contrôle des prises (ligne) de la procédure de gestion liée au hareng du Pacifique du district de Prince Rupert (district de Prince Rupert), qui montre la biomasse du stock reproducteur prévue (en kt) pour 2026 ($\hat{B}_{2026}$, point) et le taux d'exploitation (U_{2026}) et le total autorisé des captures (TAC [en kt]; Q_{2026}) qui y sont associés 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 liée au 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 formes courantes des données de surveillance de la pêche du hareng ont été recueillies en 2025 et montrent que la population se comporte conformément aux attentes établies par le modèle opérationnel. L'indice du frai le plus récent est compris dans la plage d'incertitude simulée par les projections de l'ESG à partir de 2024 (figure 11). Bien que les prises se situent en dehors de la fourchette d'incertitude en 2025 dans les projections de l'ESG (c.-à-d. à partir de la procédure de gestion ajustée pour atteindre l'objectif de conservation), cela s'explique par des quotas très faibles (c.-à-d. des prises nulles certaines années) depuis la saison 2017 à 2018.

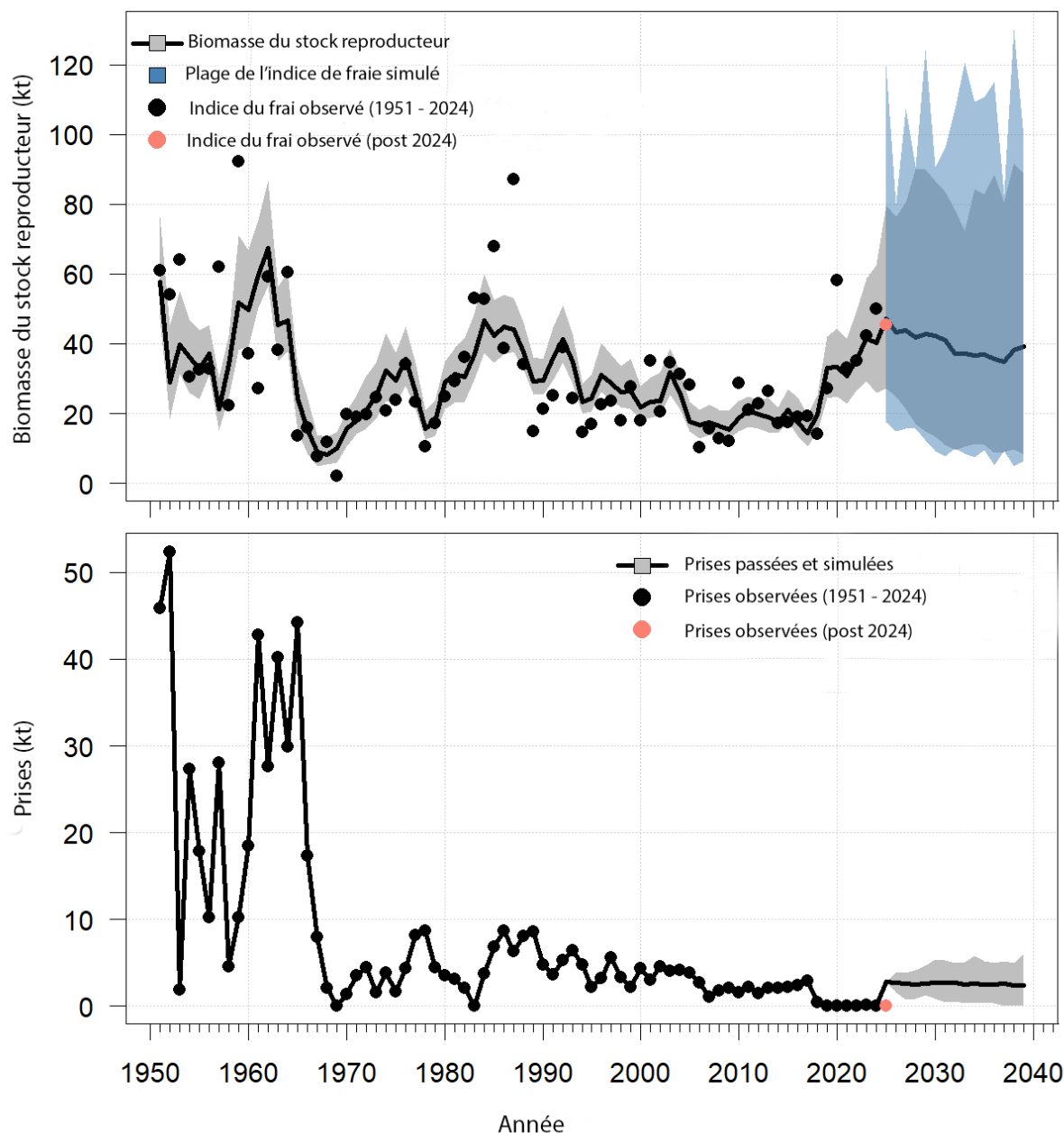


Figure 11. Évaluation des circonstances exceptionnelles et de l'erreur de spécification liée au modèle opérationnel : comparaison graphique entre les ensembles de simulations découlant du modèle opérationnel (1951 à 2024) ainsi que les données sur les prises et l'indice du fraie de l'année intermédiaire (2025). Les graphiques montrent les 95 % centraux des projections de données simulées, y compris les données sur l'indice du fraie (en haut) et les prises (en bas) provenant du modèle opérationnel de 2024 sur le hareng du district de Prince Rupert. Les projections sur une période de 15 ans représentent la procédure de gestion 30-60B0_HR0.08. 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, elle 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 district de Prince Rupert est fondée sur un modèle associé à une règle de contrôle des prises qui dépend des estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur projetée ($\hat{B}_{Y+1}$) et de la biomasse du stock reproducteur non exploitée ($\hat{B}_0$). La méthode d'estimation utilisée pour le hareng du district de Prince Rupert 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 aussi 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 DE LA RÉUNION

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

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](#). Transactions of the American Fisheries Society 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. 2025/82: 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](#). Scientific reports 7(1): 15439. Nature Publishing Group.
- 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 Journal of Marine Science 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 + 296p.

- 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](#). Environmental 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 Journal of Marine Science.
- 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 \(*Clupea pallasii*\) in British Columbia, Canada](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 80: 9–26.
- Johnson, S.D.N., Cox, S.P., Cleary, J.S., Benson, A.J., Power, S.J.H., et Rossi, S.P. Sous presse. 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.
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2017. [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 + 125p.
- Martell, S.J., Schweigert, J.F., Haist, V., and Cleary, J.S. 2011. [Moving towards the sustainable fisheries framework for Pacific Herring: Data, models, and alternative assumptions: stock assessment and management advice for the British Columbia Pacific Herring stocks: 2011 assessment and 2012 forecasts](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/136. xii + 151p.
- 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. 2024. [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 2023 et prévisions pour 2024](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/001.
- 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 évaluant les procédures de gestion proposées dans le cadre de la pêche au hareng du district de Prince Rupert (district de Prince Rupert). La pêche ciblant le hareng du district de Prince Rupert est la deuxième pêche au hareng en Colombie-Britannique pour laquelle est utilisé le nouveau modèle opérationnel fondé sur le cadre du modèle statistique spatialement intégré des prises de hareng (MSSIPHA) selon l'âge. Plusieurs caractéristiques diffèrent entre le modèle opérationnel du MSSIPHA et les précédents modèles opérationnels et d'évaluation du hareng. La principale différence est la capacité du modèle opérationnel du MSSIPHA à modéliser la mortalité dépendante de la densité, selon laquelle la mortalité naturelle est élevée lorsque la biomasse est faible (Johnson *et al.* 2024).

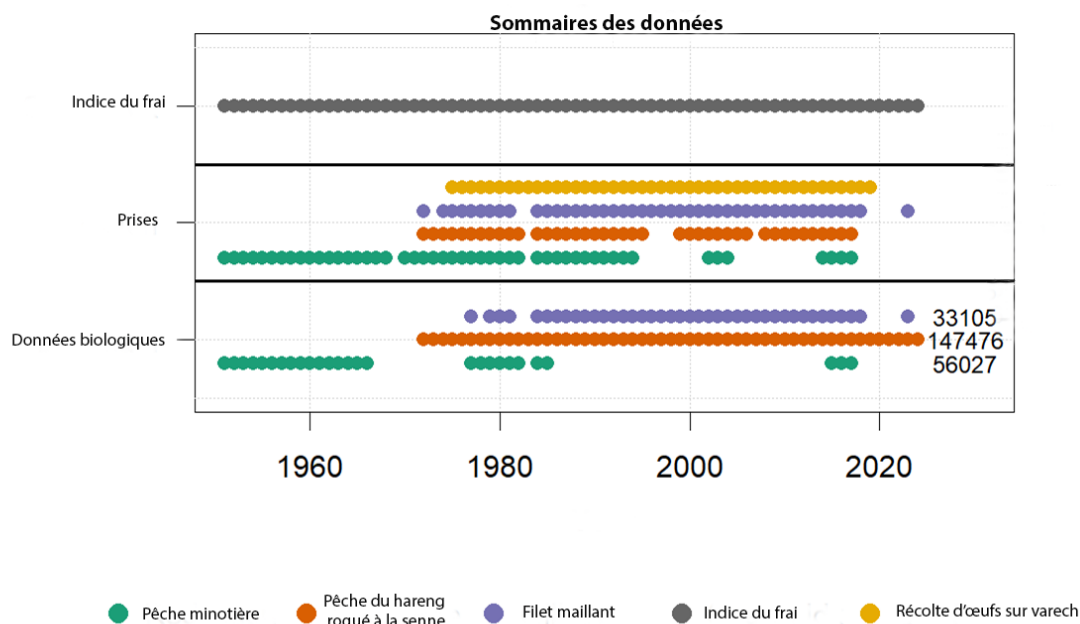


Figure 12. Résumé des données utilisées dans le modèle opérationnel pour le hareng du district de Prince Rupert (district de Prince Rupert) (1951 à 2024). Les cercles pleins représentent les saisons dans le modèle et indiquent qu'il existe des données de surveillance de la pêche pour la source indiquée pendant la saison correspondante. La taille des échantillons pour les données biologiques est indiquée à droite.

Méthode de simulation

Modèles opérationnels

Le modèle opérationnel du hareng du district de Prince Rupert intègre l'incertitude dans les réponses des stocks à la pêche dans le cadre de l'évaluation des procédures de gestion. Contrairement à d'autres zones pour lesquelles une approche intègre une gamme d'hypothèses plausibles concernant la productivité des stocks de grandes et petites tailles, un modèle

opérationnel unique est utilisé pour la région du district de Prince Rupert afin de représenter un niveau similaire d'incertitude.

L'incertitude liée à la productivité des stocks de petite taille est tirée du paramètre du taux de variation stock-recrutement h , qui est le rapport entre le recrutement moyen selon une biomasse non exploitée de 20 % et le recrutement moyen en l'absence de pêche R_0 . La quantité d'information contenue dans les données sur les pêches pour estimer h est limitée, et le modèle opérationnel du district de Prince Rupert estime une distribution *a posteriori* pour h en fonction de valeurs *a priori* informatives. La distribution *a posteriori* comprend des valeurs de variation allant de 0,2 à 0,95 (figure 13), de façon à refléter toutes les valeurs de variation plausibles et leur effet sur la productivité des stocks de petite taille dans un seul modèle opérationnel.

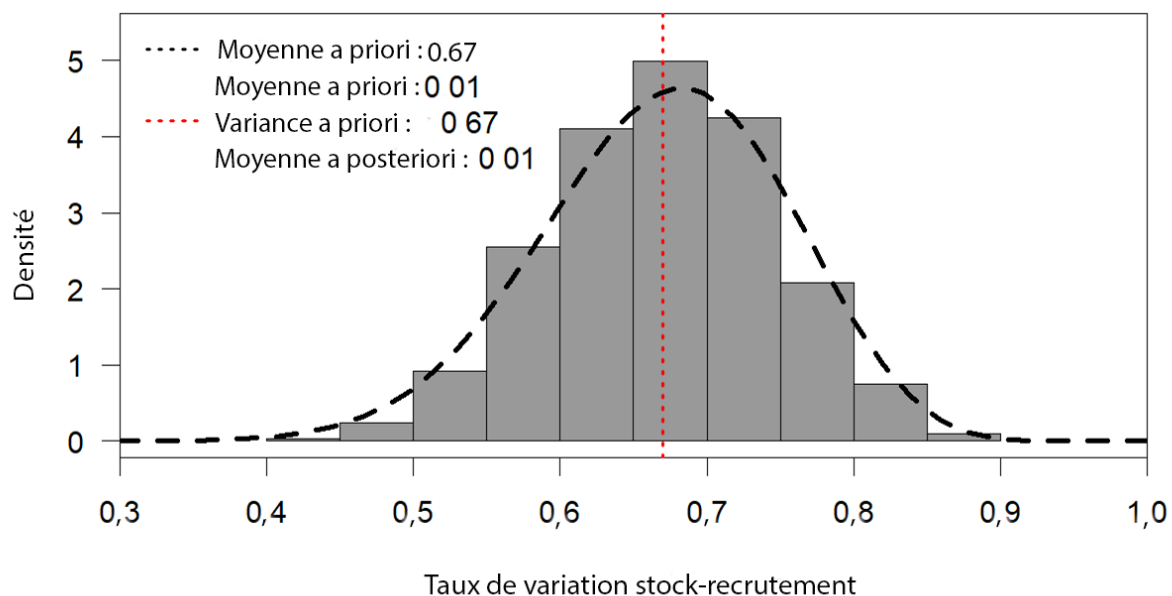


Figure 13. Distributions *a posteriori* (rectangles) et *a priori* (courbe en pointillés) marginales selon le théorème de Bayes pour le taux de variation de la relation stock-recrutement dans le modèle de MSSIPHA du district de Prince Rupert. Les lignes verticales tiretées représentent la moyenne *a priori* (en noir) et la moyenne *a posteriori* (en rouge); les taux de variance *a priori* et *a posteriori* sont indiqués dans la légende.

La productivité des stocks de grande taille est influencée par M_b , la limite inférieure de la mortalité moyenne à des tailles de stock élevées. Le modèle opérationnel du district de Prince Rupert utilise une estimation du maximum de vraisemblance fixe de $M_b = 0,35$, qui a été déterminée par une approche de profil de vraisemblance. Nous avons défini une grille des valeurs de M_b espacées uniformément à des intervalles de 0,05 entre 0,3 et 0,6. Le profil de vraisemblance est obtenu en ajustant le modèle fondé sur le MSSIPHA aux données du district de Prince Rupert pour chaque valeur de M_b dans la grille, et en traçant les valeurs du logarithme du rapport de vraisemblance négatif à chaque point de grille. L'estimation du

maximum de vraisemblance est la valeur minimale (c.-à-d. la valeur qui concorde le mieux les données) qui est obtenue lorsque $M_b = 0.35$ (figure 14).

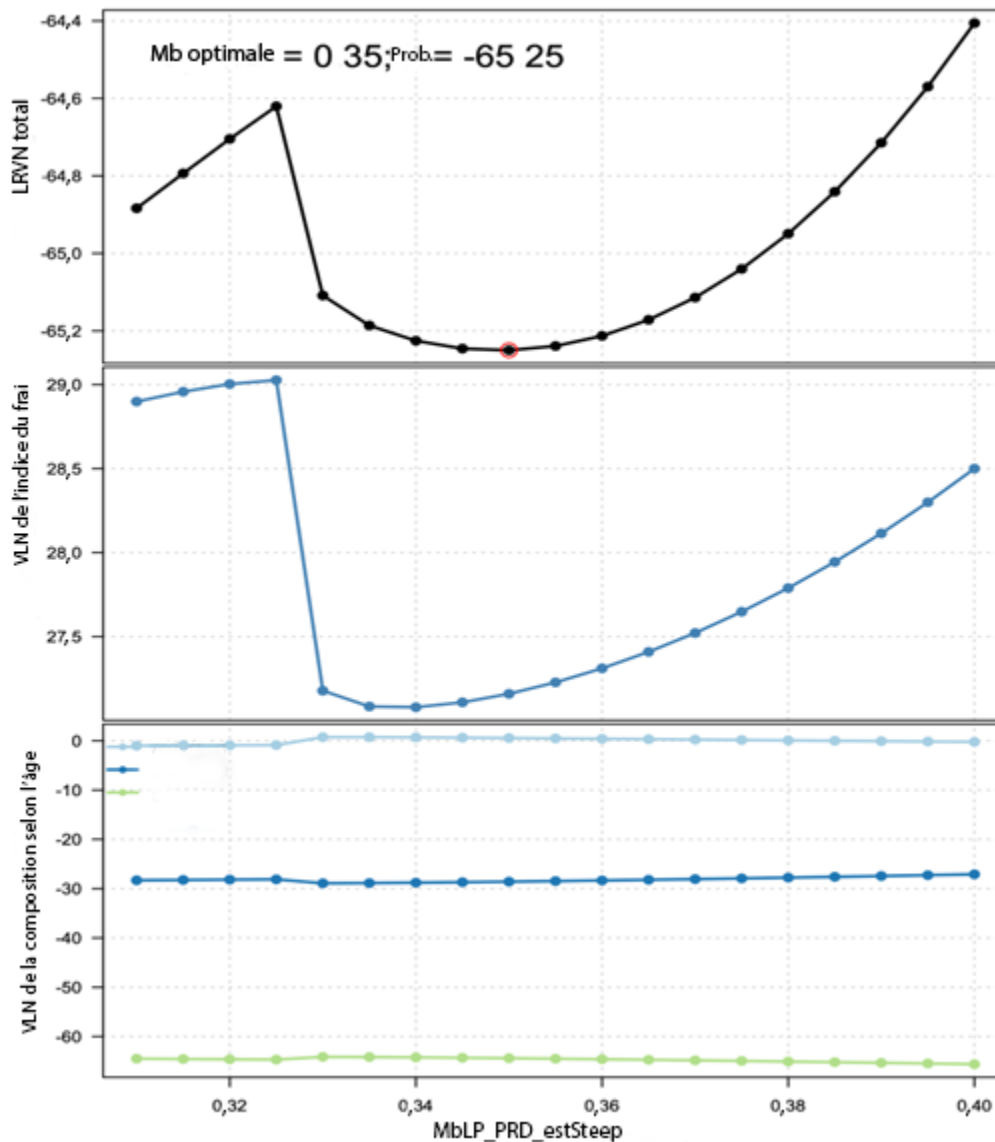


Figure 14. Profils de la fonction de vraisemblance des données par rapport à une plage de valeurs pour le paramètre de limite inférieure asymptotique liée à la mortalité naturelle (M_b), l'estimation du maximum de vraisemblance étant indiquée par le point rouge.

Pour le district de Prince Rupert, une seule valeur de M_b est utilisée, plutôt qu'une grille de valeurs plausibles, car les limites inférieures de la grille montrent un comportement erratique. Bien que cela limite la plage inférieure des taux moyens de mortalité naturelle que le stock peut atteindre à des tailles élevées, il existe encore une grande incertitude dans les plages du taux de mortalité naturelle non exploitée (M_0) et du taux de mortalité dépendante de la densité (m_1) (tableau 1). En particulier, la distribution *a posteriori* des estimations de m_1 fournit une large plage de taux de mortalité naturelle à des tailles de stock intermédiaires (figure 15).

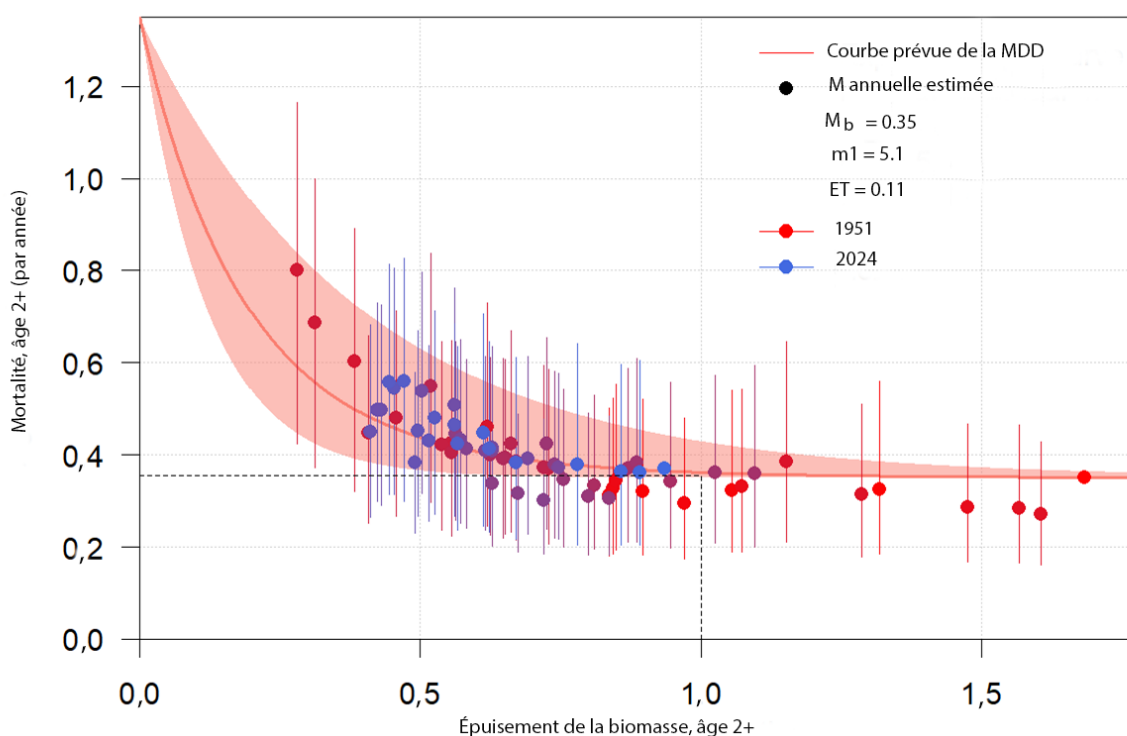


Figure 15. Estimations a posteriori de la relation densité-dépendance entre la biomasse d'individus d'âge 2+ et la mortalité naturelle à l'âge 2+, tirées du modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA pour le district de Prince Rupert. La relation médiane est illustrée par une courbe rouge entourée d'une 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.

Nous présentons les paramètres du modèle opérationnel principal, la biomasse actuelle, l'état actuel des stocks par rapport au point de référence limite, et les points de référence fondés sur la RMD (tableau 1).

Tableau 1. Valeurs du cycle vital et des paramètres de gestion du modèle opérationnel dans le modèle opérationnel du MSSIPHA pour le district de Prince Rupert. Les valeurs moyennes a posteriori sont présentées pour 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 2024 (B_{2024}/B_0), l'état des stocks ($P(B_{2024} > 0,3 B_0)$), 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	DDM_discF_SOK
h	0,67 (0,52; 0,82)
M_b	0,35
M_0	0,36 (0,35; 0,43)
m_1	5,3 (2,54; 8,29)
$\bar{M}$	0,4 (0,37; 0,43)
q_s	0,45 (0,36; 0,55)
q_d	1 (1; 1)
$q_{combiné}$	0,72 (0,67; 0,77)
R_0	405,24 (322,67; 510,82)
B_0	48,95 (17,15)
B_{2024}	45,19 (31,83; 61,88)
B_{2024}/B_0	0,84 (0,52; 1,35)
$P(B_{2024} > 0,3 B_0)$	1
B_{RMD}	28,88 (6,42)
U_{RMD}	0,081 (0,053)
RMD	2,282 (1,799)
U_{PRS}	0,041 (0,053)
PRS	39,38 (34,21; 45,6)
Y_{PRS}	1,509 (1,916)
$U_{effondrement}$	0,131 (0,088)

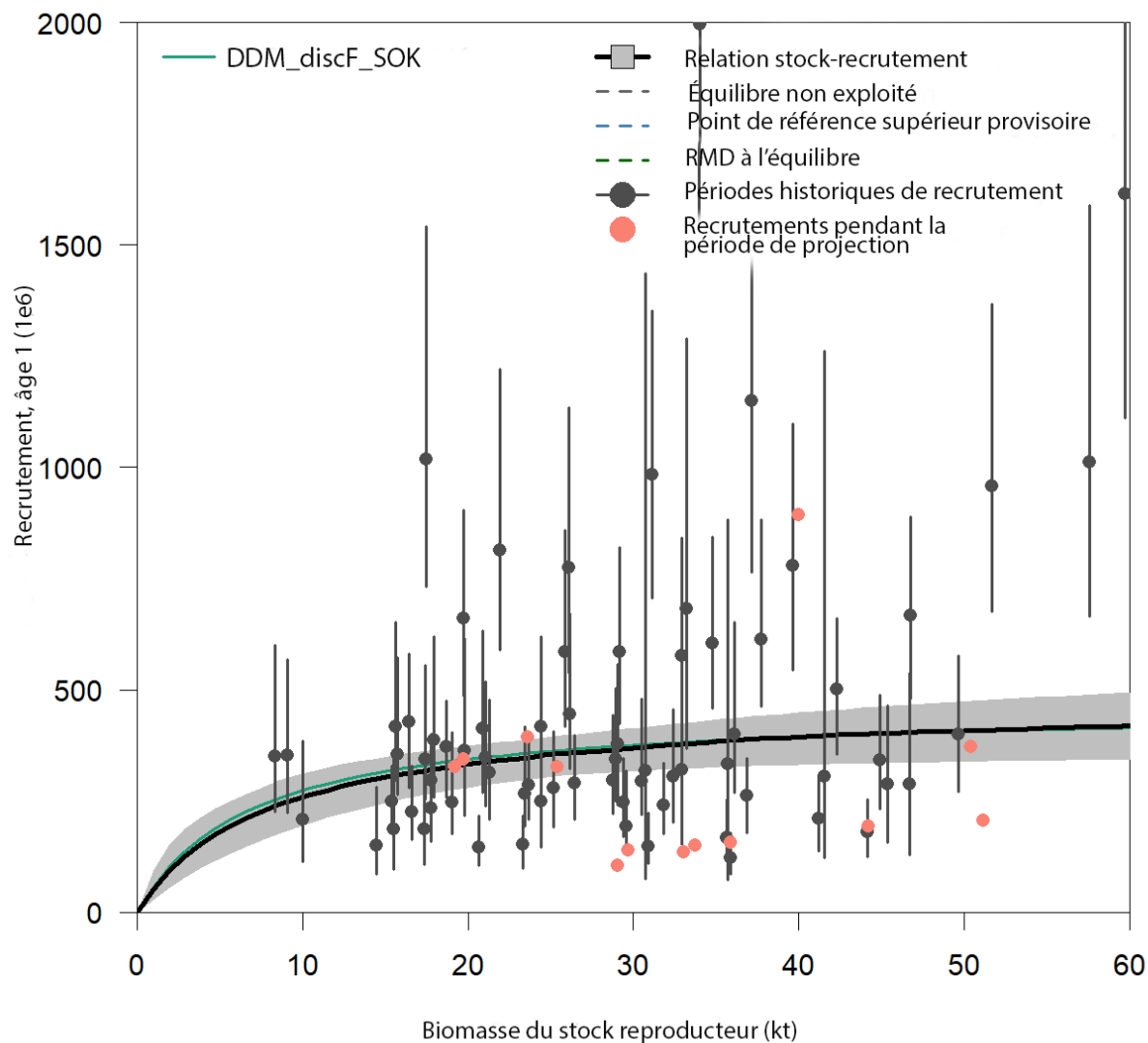


Figure 16. Relations stock-recrutement et recrutement des individus d'âge 1 pour le modèle opérationnel du hareng du district de Prince Rupert. Les relations sont présentées pour le modèle opérationnel avec incertitude (courbe noire et zones ombrées en gris) et les relations médianes a posteriori pour chaque modèle opérationnel (lignes colorées). Les recrutements annuels des individus d'âge 1 sont également présentés avec incertitude pour la période historique de 1951 à 2024 (points gris avec segments de lignes verticales) et pour un seul état futur possible dans la période projetée de 2025 à 2039 (points roses). Enfin, les lignes tiretées indiquent les niveaux moyens de la biomasse et du recrutement pour les points de référence de la pêche, y compris la biomasse non exploitée (en gris), le point de référence supérieur provisoire du stock (en bleu) et la biomasse au rendement maximal durable (RMD; en vert).

Procédures de gestion

Les procédures de gestion sont une méthode algorithmique reproductible pour l'établissement des limites de prises. Elles comprennent un ensemble de données sur la surveillance des pêches recueillies régulièrement, une méthode d'estimation de la biomasse et une règle de contrôle des prises. Les estimations qui résultent de la méthode d'estimation de la biomasse sont reproduites dans la règle de contrôle des prises afin de produire un avis sur le total autorisé des captures (TAC).

Les procédures de gestion sont évaluées par simulation en boucle fermée, dans laquelle le modèle opérationnel fondé sur le MSSIPHA simule la dynamique des populations de hareng du district de Prince Rupert selon des projections sur 15 ans (trois générations de hareng). Les simulations comprennent des effets réalistes de la pêche, de la mortalité naturelle et de la variabilité du recrutement sur le stock, et génèrent des données de surveillance des pêches réalistes. Chaque année de simulation, des données simulées sont intégrées à une procédure de gestion, puis l'avis sur le TAC qui en résulte est appliqué au stock en tant que mortalité par pêche. Les résultats du modèle opérationnel qui en résultent (p. ex. la biomasse du stock reproducteur, les taux d'exploitation effectifs) sont utilisés pour générer des paramètres de rendement liés aux objectifs de pêche, qui sont utilisés pour évaluer les procédures de gestion. Il est recommandé de procéder à l'évaluation des procédures de gestion par simulation en boucle fermée tous les trois ans ou plus fréquemment si des circonstances exceptionnelles le justifient.

Pour le hareng du district de Prince Rupert, le modèle d'estimation est un modèle simplifié fondé sur le MSSIPHA qui utilise une formulation de marche aléatoire avec une valeur de M indépendante de la densité. Le modèle d'estimation sert à estimer l'indicateur d'entrée pour la règle de contrôle des prises pour calculer du TAC annuel (MPO 2023b).

Le modèle d'estimation fondé sur la mortalité indépendante de la densité est semblable au modèle précédemment utilisé lors de l'évaluation du hareng et de l'établissement des TAC avant 2014 (Martell *et al.* 2011), sauf que le modèle précédent utilisait une spline avec 16 nœuds plutôt qu'une marche aléatoire simple pour estimer la valeur de M_t 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 d'un modèle d'estimation selon une approche fondée sur des modèles ne représente pas une évaluation complète du stock, mais plutôt un algorithme qui génère les données d'entrées pour la règle de contrôle des prises. Par conséquent, un modèle d'estimation plus simple fondé sur la mortalité indépendante de la densité est approprié pour établir les TAC dans un contexte d'ESG, car il permet de concentrer davantage de ressources informatiques sur l'évaluation des complexités de la dynamique de la population dans le cadre du modèle opérationnel.

L'avis sur le TAC est estimé à partir des estimations du modèle d'estimation en fonction de la règle du contrôle des prises. Pour le hareng du district de Prince Rupert, la règle du contrôle des prises est une fonction en forme de bâton de hockey définie par des points de contrôle inférieurs et supérieurs, ainsi qu'un taux d'exploitation cible maximal (Cox *et al.* 2013). Lorsque l'estimation de la biomasse est en deçà du point de contrôle inférieur, la règle établit un taux d'exploitation nul. Lorsque l'estimation se situe entre les points de contrôle, le taux d'exploitation est une rampe linéaire 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 avec un taux d'exploitation cible établi à 8 %, la proportion recommandée (procédure ajustée de manière à

atteindre l'objectif de conservation), à 13 %, la proportion précédemment appliquée, ou au U_{RMD} (figure 4, tableau 2).

Enfin, après le cycle de trois ans (p. ex. en 2028, tableau 3), le modèle opérationnel est entièrement mis à jour avec de nouvelles données et hypothèses, et une évaluation complète du rendement des procédures de gestion est répétée.

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. $P(B_t > 0.3B_0) \geq 0.75$ ou éviter 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 paramètres supplémentaires liés à la biomasse et au rendement, qui tiennent compte de trois objectifs additionnels décrits dans la section « Objectifs de gestion de la pêche ».

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

2. $P(B_t > B_{RMD})$: La probabilité que la biomasse soit supérieure à B_{RMD} .
3. $P(B_t > 0.6B_0)$: La probabilité que la biomasse soit supérieure à $(0.6B_0)$.
4. $P(B_t > \bar{B}_{prod})$: La probabilité que la biomasse soit supérieure à $(\bar{B}_{prod})$, un concept aussi appelé PRS « provisoire ».
5. VAM : La variation annuelle moyenne des prises ou la différence moyenne entre les prises, en pourcentage, d'une année à l'autre.
6. $\bar{C}$: La médiane (selon le nombre de répétitions) de la moyenne (au fil des années) des débarquements totaux.
7. $P(U_t > U_{RMD})$: La probabilité que le taux d'exploitation effectif soit supérieur à U_{RMD} .
8. $\overline{B_t/B_0}$: La diminution moyenne de la biomasse entre 2025 et 2039.
9. B_{2039}/B_0 : La diminution de biomasse médiane en 2039.
10. B_{2039} : La biomasse médiane en 2039.

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

1. Initialiser un modèle de simulation préconditionné pour la période allant de 1951 à 2024 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 district de Prince Rupert associé à un scénario de mortalité 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 le volet de l'évaluation des stocks 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 règle de contrôle des prises.
 - 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 lié à la mortalité dépendante de la densité à l'aide du recrutement à venir établi par la courbe stock-recrutement liée à la mortalité 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 (2027).
3. Répéter les étapes 1 et 2 à 99 reprises.
 4. Calculer les statistiques quantitatives du rendement pour les 100 répétitions.

Discussion

Le réglage à long terme a démontré que le taux d'exploitation cible est près de $U_{\text{RMD}} = 8\%$ pour éviter le PRL avec une forte probabilité (75 % ou plus). Ceci s'explique parce que le PRL a été fixé à une valeur élevée, soit environ 50 % de la valeur de B_{RMD} estimée par le modèle opérationnel (tableau 1, figure 17). 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.

Les simulations de réglage pour la sélection des procédures de gestion utilisent une projection sur 40 ans, ce qui est plus long que les 15 années utilisées pour la région du détroit de Georgia. Plus de temps est nécessaire étant donné que la productivité du hareng du district de Prince Rupert est plus élevée à la taille élevée du stock à l'heure actuelle, par rapport au détroit de Georgia, compte tenu de la valeur plus élevée de m_1 et de la valeur inférieure de M_0 (tableau 1). Une productivité plus élevée signifie que la biomasse du stock du district de Prince Rupert diminue plus lentement que celle du hareng du détroit de Georgia, de sorte que la détermination des résultats d'équilibre pour un taux d'exploitation cible nécessite une période de simulation plus longue.

La procédure de gestion sélectionnée a un rendement moyen d'environ 2,7 kt (tableau 2, figure 17). Bien que les deux autres procédures de gestion permettent aussi d'atteindre l'objectif de conservation, les taux d'exploitation cibles de ces procédures de gestion approchent ou dépassent la valeur de U_{RMD} , ce qui les rend moins souhaitables selon la politique du Cadre pour la pêche durable du MPO (MPO 2009). En fonction du rendement de la procédure de gestion 30-60B0_HR0.08, toute procédure de gestion associée à un taux d'exploitation cible maximal qui est égal ou inférieur à 8 % permettra d'atteindre l'objectif de conservation.

Bien que d'autres objectifs de pêche soient présentés à la section « Objectifs de gestion des pêches », seul l'objectif du PRL est utilisé pour le réglage. Malgré cela, la procédure de gestion recommandée répond à l'un ou l'autre des objectifs cibles proposés pour tous les PRS. Cela est en partie fondé sur le faible taux d'exploitation cible (par rapport aux autres régions) de 8 %, qui à la fois atteint l'objectif du PRL et est à peu près égal à U_{RMD} . Ce taux est également lié à l'état actuel du stock, qui est proche d'un état non exploité ($0.91 B_0$) étant donné qu'il y a eu très peu de pêche depuis 2017. Par conséquent, le modèle opérationnel infère la biomasse disponible pour l'exploitation et, compte tenu des estimations de la productivité du stock pour le district de Prince Rupert, le modèle opérationnel prévoit que les effets de l'exploitation au taux cible de 8 % soient assez graduels et qu'ils maintiennent la biomasse du stock reproducteur au-dessus de tous les PRS proposés avec une probabilité d'au moins 50 %.

Le modèle d'estimation met en œuvre un modèle lié à la M 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 17, graphique du bas). Toutefois, cette situation est prise en considération dans la simulation. 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 de rendement pour les procédures de gestion indiquées 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 2024. L'indice t indique les années 2025 à 2039. 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 finale B_{2039} sont présentées sous forme d'unités de biomasse (kt), et la valeur de B_{2039}/B_0 de la dernière année et l'état moyen des stocks à l'année de projection B_t/B_0 représentent la diminution de la biomasse par rapport à la biomasse non exploitée. Pour le district de Prince Rupert, la valeur de B_{prod} est calculée comme la biomasse du stock reproducteur moyenne durant la période productive, $B_{1983:1992}$.

Procédure de gestion	0,3 B_0	B_{RMD}	0,4 B_0	0,5 B_0	0,6 B_0	$\bar{B}_{prod}$	$\bar{B}$	U_{RMD}	$\bar{C}_t$	VAM	$\bar{B}_t/B_0$	B_{2039}/B_0	B_{2039}
30-60B0_HR0.08	Y	0,69	0,86	0,77	0,67	0,47	0,67	0,38	2,66	17,3	0,81	0,76	37,33
30-60B0_HR0.13	Y	0,56	0,76	0,66	0,55	0,36	0,54	0,81	3,88	20,4	0,70	0,61	29,74
40-80Bmsy_HRUmsy	Y	0,68	0,85	0,75	0,67	0,47	0,66	0,43	2,72	16,3	0,81	0,75	36,80

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

Région du Pacifique

Région d'évaluation du stock	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029
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

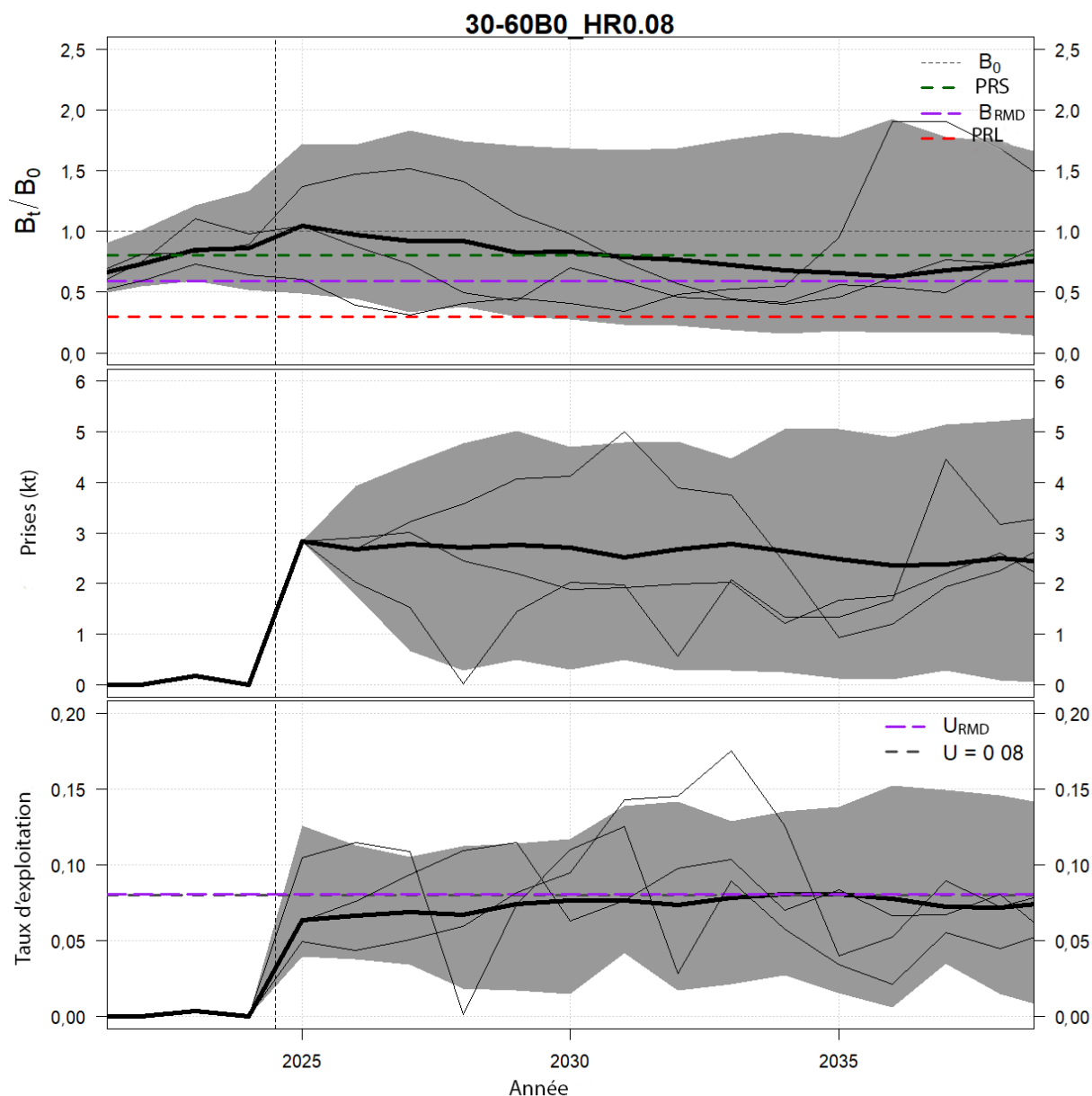


Figure 17. Série chronologique simulée de la biomasse du stock reproducteur (graphique du haut), des prises (graphique du milieu) et du taux d'exploitation (graphique du bas) projetés pour la procédure de gestion ajustée de manière à atteindre l'objectif de conservation (30-60B0_HR0.08). Les valeurs 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 historiques, 2024, et la ligne horizontale tiretée du graphique du bas, le taux d'exploitation cible maximal de 8 %.

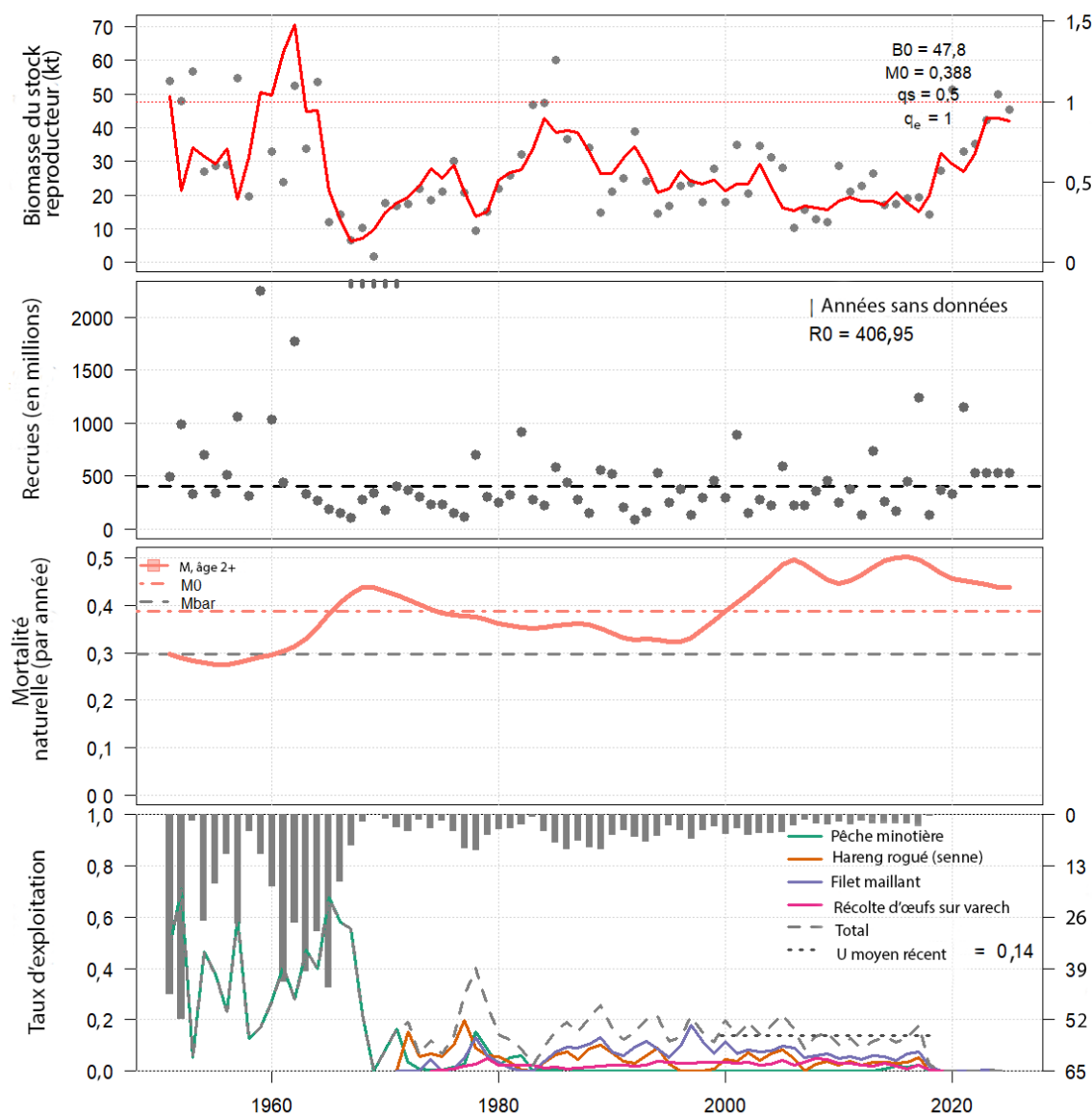


Figure 18. Série chronologique (1951 à 2025) des estimations du maximum de vraisemblance à partir du modèle d'estimation (de haut en bas) : biomasse du stock reproducteur (kt) et indice du frai combinés (cercles, kt), et diminution de la biomasse (tendance en rouge); recrutement en millions de poissons (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 978-0-660-98155-0 N° cat. Fs70-7/2026-006F-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. Processus d'évaluation des stratégies de gestion du hareng du Pacifique du district de Prince Rupert pour 2025 à 2027. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2026/006.

Also available in English:

DFO. 2026. Prince Rupert District Pacific Herring Management Strategy Evaluation Process for 2025-2027. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2026/006.