



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

---

Document de recherche 2024/028

Région du Pacifique

### Application du cadre des procédures de gestion pour le sébaste à dos épineux (*Sebastes maliger*) des eaux extérieures de la Colombie-Britannique en 2021

Quang C. Huynh<sup>1</sup>, Matthew R. Siegle<sup>2</sup>, et Dana R. Haggarty<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Blue Matter Science  
2150 Bridgman Avenue  
North Vancouver, Colombie-Britannique, V7P 2T9

<sup>2</sup>Station biologique du Pacifique  
Pêches et Océans Canada, 3190 Hammond Bay Road  
Nanaimo, Colombie-Britannique, V9T 6N7

---

## Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

### Publié par:

Pêches et Océans Canada  
Secrétariat canadien des avis scientifiques  
200, rue Kent  
Ottawa ON K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>  
[csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](mailto:csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Roi du chef du Canada, représenté par le ministre  
du ministère des Pêches et des Océans, 2025

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-71209-3 N° cat. Fs70-5/2024-028F-PDF

### La présente publication doit être citée comme suit :

Huynh, Q.C., Siegle, M.R., et Haggarty, D.R. 2025. Application du cadre des procédures de gestion pour le sébaste à dos épineux (*Sebastes maliger*) des eaux extérieures de la Colombie-Britannique en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/028. iv + 211 p.

### Also available in English:

*Huynh, Q.C., Siegle, M.R., and Haggarty, D.R. 2025. Application of the Management Procedure Framework for Outside Quillback Rockfish (Sebastes maliger) in British Columbia in 2021. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/028. iv + 201 p.*

---

---

## TABLEAU DES MATIÈRES

RÉSUMÉ . . . . .	iv
1 INTRODUCTION . . . . .	1
1.1 OBLIGATIONS POLITIQUES ET LÉGISLATIVES . . . . .	1
1.2 CONTEXTE . . . . .	2
1.3 ÉVALUATION DE LA STRATÉGIE DE GESTION (ESG) . . . . .	4
1.4 APPROCHE . . . . .	4
1.5 ATELIERS SUR LES OBJECTIFS . . . . .	6
2 CONTEXTE DÉCISIONNEL . . . . .	6
3 OBJECTIFS ET INDICATEURS DE RENDEMENT . . . . .	7
3.1 OBJECTIFS ET JALONS . . . . .	7
3.2 MESURES DE RENDEMENT . . . . .	8
4 MODÈLES OPÉRATIONNELS . . . . .	10
4.1 SOURCES DE DONNÉES . . . . .	12
4.2 MODÈLES OPÉRATIONNELS . . . . .	12
4.3 CONDITIONNEMENT DES MODÈLES OPÉRATIONNELS . . . . .	16
5 PROCÉDURES DE GESTION PROPOSÉES . . . . .	53
5.1 PROCÉDURES DE GESTION À PRISES CONSTANTES . . . . .	53
5.2 PROCÉDURES DE GESTION FONDÉES SUR UN INDICE . . . . .	53
5.3 PROCÉDURES DE GESTION DE RÉFÉRENCE . . . . .	54
6 APPLICATION DES PROCÉDURES DE GESTION . . . . .	56
6.1 COMPROMIS . . . . .	57
6.2 INDICE SIMULÉ . . . . .	57
7 DISCUSSION . . . . .	68
7.1 MORTALITÉ NATURELLE . . . . .	69
7.2 AIRES DE CONSERVATION DU SÉBASTE . . . . .	69
7.3 ÉTAT DU STOCK . . . . .	70
7.4 CONSIDÉRATIONS D'ORDRE ENVIRONNEMENTAL . . . . .	71
7.5 PRISE HISTORIQUE . . . . .	72
7.6 FRÉQUENCE ET FACTEURS DÉCLENCHEURS DES RÉÉVALUATIONS . . . . .	73
7.7 DISCUSSIONS AU SEIN DU GROUPE DE TRAVAIL TECHNIQUE . . . . .	74
8 REMERCIEMENTS . . . . .	75
RÉFÉRENCES CITÉES . . . . .	76
ANNEXE A. DONNÉES BIOLOGIQUES . . . . .	85
ANNEXE B. DONNÉES DES RELEVÉS INDÉPENDANTS DE LA PÊCHE . . . . .	100
ANNEXE C. DONNÉES SUR LES PÊCHES . . . . .	130
ANNEXE D. DÉFINITION DU MODÈLE OPÉRATIONNEL . . . . .	156
ANNEXE E. PROCÉDURES DE GESTION . . . . .	184
ANNEXE F. PROJECTIONS EN BOUCLE FERMÉE . . . . .	190
ANNEXE G. ANALYSE DE LA COURBE DES PRISES . . . . .	205
ANNEXE H. CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU COSEPAC . . . . .	209
ANNEXE I. TECHNICAL WORKING GROUP MEMBERS . . . . .	210
ANNEXE J. ENVIRONNEMENT INFORMATIQUE . . . . .	211

---

## RÉSUMÉ

Ce projet vise à fournir un avis scientifique à l'appui de la gestion du sébaste à dos épineux des eaux extérieures (*Sebastes maliger*). Il est prévu que ce stock soit visé par règlement à titre de grand stock de poisson, après quoi sa gestion durable sera régie par les dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches*. La présente analyse a appliqué le cadre des procédures de gestion (PG) récemment élaboré pour les poissons de fond de la Colombie Britannique afin d'évaluer le rendement des procédures de gestion fondées sur un indice et des procédures de gestion à prises constantes par rapport à l'atteinte des objectifs stratégiques et halieutiques.

Pour tenir compte de l'incertitude liée à la dynamique de la population sous-jacente et aux sources de données, nous avons élaboré cinq scénarios de modèles opérationnels de rechange, qui différaient sur le plan des hypothèses précises du modèle et des données. Les modèles opérationnels étaient conditionnés par les prises historiques, les indices de l'abondance et la composition selon l'âge. Trois modèles opérationnels (MO) de référence variaient en fonction des hypothèses concernant la valeur de mortalité naturelle ou les prises récréatives historiques du sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Deux MO de robustesse supplémentaires ont été élaborés, l'un évaluant une valeur plus faible de la pente de la relation stock-recrutement, et l'autre en modélisant un recrutement inférieur à la moyenne dans la projection. Selon les MO de référence, le stock était au-dessus du point de référence limite (PRL) de  $0,4 B_{RMD}$  avec une probabilité très élevée en 2021.

Trois PG à prises constantes et huit PG fondées sur des indices qui rajustent les prises en fonction de la tendance récente de l'indice d'abondance tiré du relevé à la palangre sur fond dur (RPFDF) en eaux extérieures ont été testées dans les simulations en boucle fermée. Dans l'ensemble de référence, presque toutes les PG, à l'exception de celles à prises constantes à 125 % des prises récentes, ont respecté les critères de satisfaction proposés avec le stock : 1) dépassement du PRL avec une probabilité d'au moins 75 %, 2) dépassement du point de référence supérieur du stock (PRS) de  $0,8 B_{RMD}$  avec une probabilité d'au moins 50 %, et 3) inférieure au taux d'exploitation de référence de  $F_{RMD}$  avec une probabilité d'au moins 50 %, au cours de projections couvrant la durée de deux générations (54 ans). Toutes les PG fondées sur des indices respectaient également les critères de satisfaction des deux modèles opérationnels de robustesse.

Les visualisations illustrent les compromis sous forme de tableaux et de graphiques afin de faciliter le processus de sélection de la PG finale. Parmi les MO satisfaisants, il existe un compromis entre la biomasse et les niveaux des prises de la pêche après deux générations. Nous proposons que les modèles opérationnels soient indiqués dans l'ensemble de référence lors de son utilisation pour déterminer l'état du stock. Nous fournissons également des recommandations de recherches futures concernant l'échantillonnage biologique de la pêche commerciale et les prises à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR). Nous recommandons d'utiliser l'indice d'abondance du RPFDF pour déterminer les déclencheurs d'une réévaluation future.

---

## 1. INTRODUCTION

Ce projet vise à fournir un avis scientifique à l'appui de la gestion du sébaste à dos épineux (*Sebastes maliger*) des eaux extérieures (MPO 2022a). Cet avis donne des orientations pour maintenir les taux de récolte conformes à l'approche de précaution et aux nouvelles dispositions législatives relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches*. Nous présentons également des points de référence possibles, y compris un point de référence limite (PRL) et un point de référence supérieur du stock (PRS), ainsi qu'une estimation de l'état du stock par rapport à ces points de référence.

Le projet respecte le cadre de procédures de gestion (PG) pour les poissons de fond (Anderson *et al.* 2021). L'approche du cadre de procédures de gestion évalue le rendement des procédures de gestion de rechange en ce qui a trait à la durabilité et aux objectifs de pêche pour le stock de sébastes à dos épineux des eaux extérieures (ci-après sébaste à dos épineux des eaux extérieures). Ces PG sont mises à l'essai dans de multiples états plausibles de la nature, en tenant explicitement compte de l'incertitude entourant la biologie des populations, la dynamique de la flotte et les erreurs de traitement de données. Nous avons déterminé que le cadre de procédures de gestion était la meilleure approche pour fournir des avis scientifiques concernant le sébaste à dos épineux des eaux extérieures et satisfaire aux exigences des dispositions relatives aux stocks de poissons (voir la section 1.1).

### 1.1. OBLIGATIONS POLITIQUES ET LÉGISLATIVES

Le Cadre pour la pêche durable (CPD) du Canada jette les bases de l'approche de précaution (AP) en matière de gestion des pêches au Canada (MPO 2006, 2009). Le Cadre de l'approche de précaution (MPO 2009) repose sur la définition des points de référence biologiques (PRB) qui définissent des cibles pour la biomasse ainsi que des seuils de faible biomasse à éviter avec une probabilité élevée. L'approche exige que la mortalité par pêche soit rajustée par rapport à deux niveaux de l'état du stock : un PRS et un PRL (figure 1). Le PRL et le PRS délimitent trois zones d'état du stock (« saine », « de prudence » et « critique »).

En juin 2019, d'importantes modifications à la *Loi sur les pêches* du Canada ont légiféré sur de nombreux éléments clés du Cadre pour la pêche durable, qui sont énoncés dans les dispositions relatives aux stocks de poissons ([article 6 de la Loi sur les pêches](#)). Ces dispositions exigent que les grands stocks soient gérés à des niveaux durables, en particulier à des niveaux de biomasse supérieurs au PRL. Si un stock est jugé inférieur à son PRL, l'élaboration d'un plan de rétablissement est déclenchée en vertu du paragraphe 6.2(1) pour faire remonter le stock au-dessus de ce seuil. Le premier lot des grands stocks de poissons a été désigné en vertu de ce règlement ([lot 1](#)). On propose d'inclure le sébaste à dos épineux des eaux extérieures dans le [lot 2](#).

En 2009, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué le sébaste à dos épineux comme une seule espèce côtière, composée d'un stock des eaux intérieures et d'un stock des eaux extérieures, et l'a désigné comme une « espèce menacée » (COSEPAC 2009). Bien que la décision du gouverneur en conseil concernant l'inscription de l'espèce en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) soit encore en suspens, le COSEPAC est toujours tenu d'examiner la classification de chaque espèce en péril tous les 10 ans (art. 24 de la LEP). Les résultats de ce projet guideront la réévaluation du COSEPAC (voir l'annexe H).

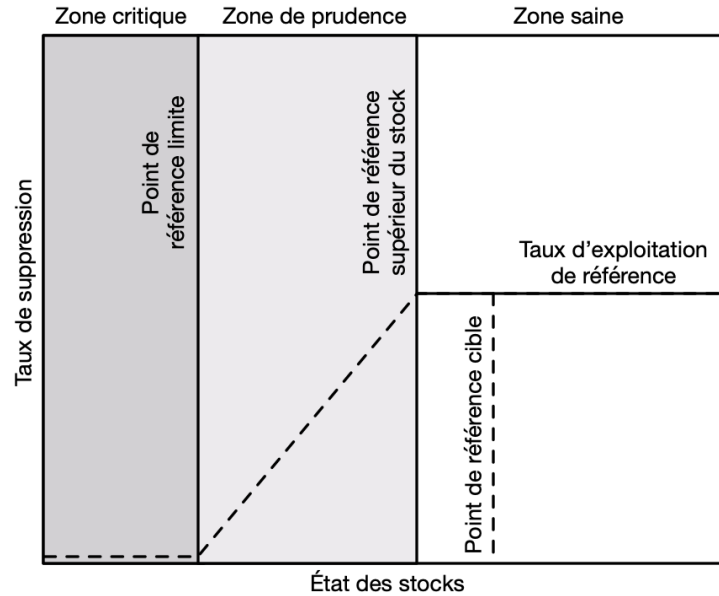


Figure 1. Illustration du Cadre de l'approche de précaution du Pêches et Océans Canada (MPO). D'après MPO (2009).

## 1.2. CONTEXTE

Le sébaste à dos épineux est une espèce à longue durée de vie (jusqu'à 95 ans pour le stock des eaux extérieures), communément présente dans les habitats marins rocheux le long de la côte de la Colombie-Britannique (Yamanaka *et al.* 2011). Il est largement répandu dans le nord-est du Pacifique, allant au nord jusqu'au golfe d'Alaska et au sud jusqu'au sud de la Californie. En Colombie-Britannique, le sébaste à dos épineux se trouve à de faibles profondeurs (< 20 m) jusqu'à des profondeurs d'environ 150 m. Les juvéniles s'installent dans des habitats benthiques peu profonds avant leur migration ontogénétique vers de plus grandes profondeurs.

Le sébaste à dos épineux des eaux extérieures se trouve dans les zones de gestion du poisson de fond 3C, 3D, 5A, 5B, 5C, 5D et 5E (zones 3CD5ABCDE) en Colombie-Britannique (figure 2). Il est distinct du sébaste à dos épineux des eaux intérieures qui se trouve dans la zone 4B et qui a été examiné lors d'une réunion régionale d'examen par les pairs précédente du SCAS en utilisant une approche similaire.

Il est proposé que le stock des eaux extérieures soit désigné comme étant un grand stock de poisson, après quoi sa gestion durable serait alors régie par les dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches*. En 2011, la biomasse médiane du stock des eaux extérieures a été évaluée à 6 480 tonnes (avec un coefficient de variation de 1,21), avec une probabilité de 81 % d'être au-dessus du PRL de 0,4  $B_{RMD}$  (Yamanaka *et al.* 2011). Le stock a été désigné comme faisant partie de la « zone de prudence ». L'incertitude entourant l'estimation médiane de 2011, toutefois, couvre les trois zones et illustre la difficulté d'estimer l'état des stocks pour lesquels les données sont limitées.

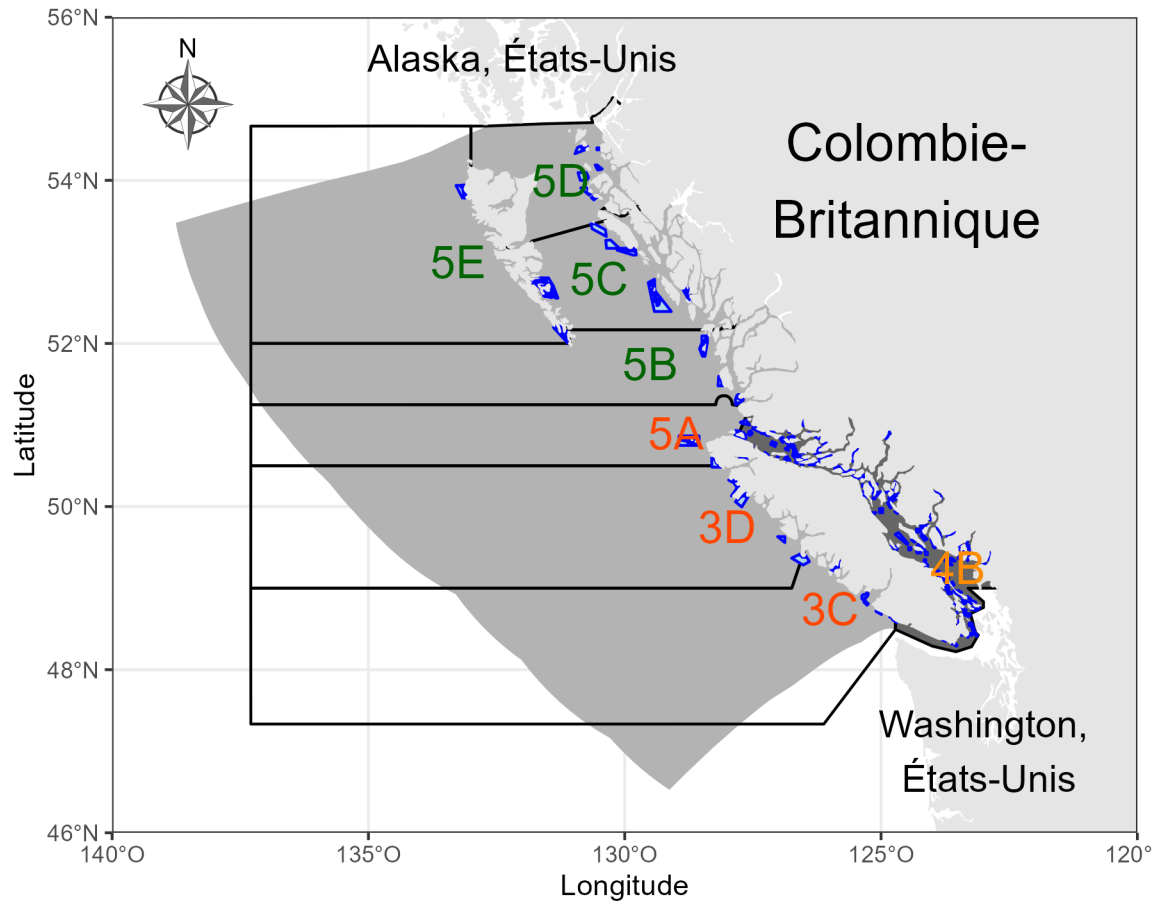


Figure 2. Carte des zones de gestion du poisson de fond pour les unités désignables (UD) du sébaste à dos épineux des eaux extérieures (zones 3CD5ABCDE) et des eaux intérieures (zone 4B). La région gris clair au large désigne la zone économique exclusive (ZEE) du Canada et les régions bleues désignent l'emplacement des aires de conservation du sébaste (ACS).

### 1.3. ÉVALUATION DE LA STRATÉGIE DE GESTION (ESG)

À l'échelle mondiale, la prestation de conseils scientifiques pour la gestion des pêches s'est orientée vers une évaluation des stratégies de gestion ou des approches axées sur les procédures (p. ex. Butterworth et Punt 1999 ; Rademeyer *et al.* 2007 ; Berkson et Thorson 2015 ; Punt *et al.* 2016). L'ESG est axée sur la mise à l'essai de PG dans un environnement de simulation en « boucle fermée », en déterminant celles qui répondent aux objectifs stratégiques et de pêche convenus (figure 3). Dans le cas des pêches dont la production est contrôlée, comme la pêche du poisson de fond en Colombie-Britannique, qui est gérée par des quotas, les PG décrivent des algorithmes pour calculer les avis sur les prises. Les PG peuvent avoir des besoins extrêmement variés en matière de données, allant d'approches riches en données, y compris des évaluations statistiques des stocks d'après les prises selon l'âge avec des règles de contrôle des prises, à des algorithmes empiriques simples, par exemple, utilisant les données sur les prises et un indice de l'abondance (p. ex. Geromont et Butterworth 2015 ; Carruthers *et al.* 2016).

La simulation en boucle fermée simule la rétroaction entre la mise en œuvre des PG et le système sous-jacent (le stock de poissons et son environnement), qui est décrite par un ou plusieurs modèles opérationnels (MO). Elle diffère des approches classiques d'évaluation des stocks qui n'intègrent pas la rétroaction entre les avis de gestion et le modèle opérationnel dans les projections. L'approche de simulation en boucle fermée tient compte de l'effet des PG sur le système, ainsi que des données futures recueillies dans le système et de leur utilisation dans les PG (Punt *et al.* 2016 ; Carruthers et Hordyk 2018a ; Anderson *et al.* 2021).

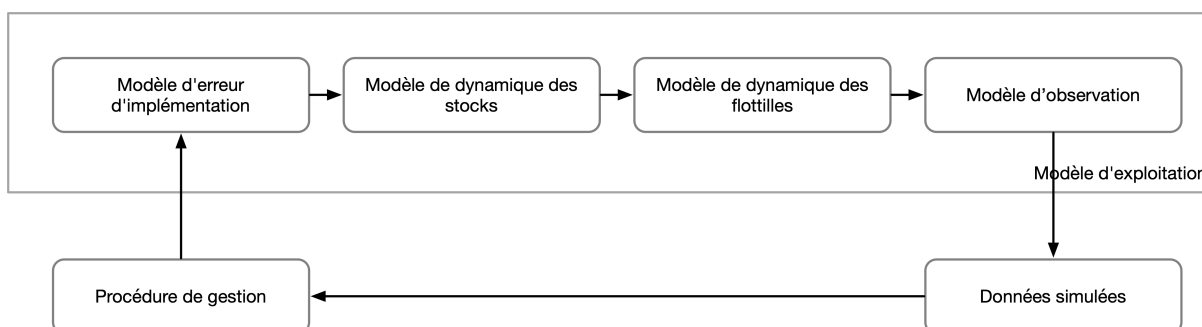


Figure 3. Illustration du processus de simulation en boucle fermée des pêches décrit dans Anderson *et al.* (2021) d'après Punt *et al.* (2016). La PG peut être fondée sur une règle de données simple (p. ex. réduire les captures autorisées de  $x$  % si l'indice du relevé diminue de  $y$  %) ou peut être un modèle d'estimation combiné à une règle de contrôle des prises.

### 1.4. APPROCHE

En 2020, le cadre des procédures de gestion pour les poissons de fond en Colombie-Britannique (Anderson *et al.* 2021) a été élaboré afin de démontrer son utilité pour évaluer les PG pour les espèces de poissons de fond, y compris les stocks pour lesquels les données sont limitées. Le cadre des procédures de gestion utilise les fonctions d'[openMSE](#) (composé des progiciels en R DLMtool, MSEtool et SAMtool), avec un code d'appui et des outils de visualisation supplémentaires dans le progiciel en R [ggmse](#) (Anderson *et al.* 2022b), écrit par les auteurs du document d'Anderson *et al.* (2021).

Ce cadre a été jugé approprié pour la poursuite de l'évaluation du sébaste à dos épineux des eaux extérieures, car l'estimation de l'état du stock lors de l'évaluation de 2011 était très variable (Yamanaka *et al.* 2011).



Nous suivons le cadre des PG pour sélectionner les PG et établir des avis sur les prises pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures (Anderson *et al.* 2021). Le cadre suit les six étapes des pratiques exemplaires décrites ci-après et plus en détail dans Anderson *et al.* (2021). Les étapes des pratiques exemplaires sont fondées sur un examen effectué par Punt *et al.* (2016), qui a cerné cinq étapes clés du processus d'ESG (étapes 2 à 6 ci-après). Gregory *et al.* (2012) and Cox et Benson (2016) ont établi une première étape additionnelle pour le cadre des PG, qui définit le contexte décisionnel. Le logiciel openMSE (Carruthers et Hordyk 2018a) a été conçu en grande partie pour permettre aux praticiens de suivre ces étapes (figure 4).

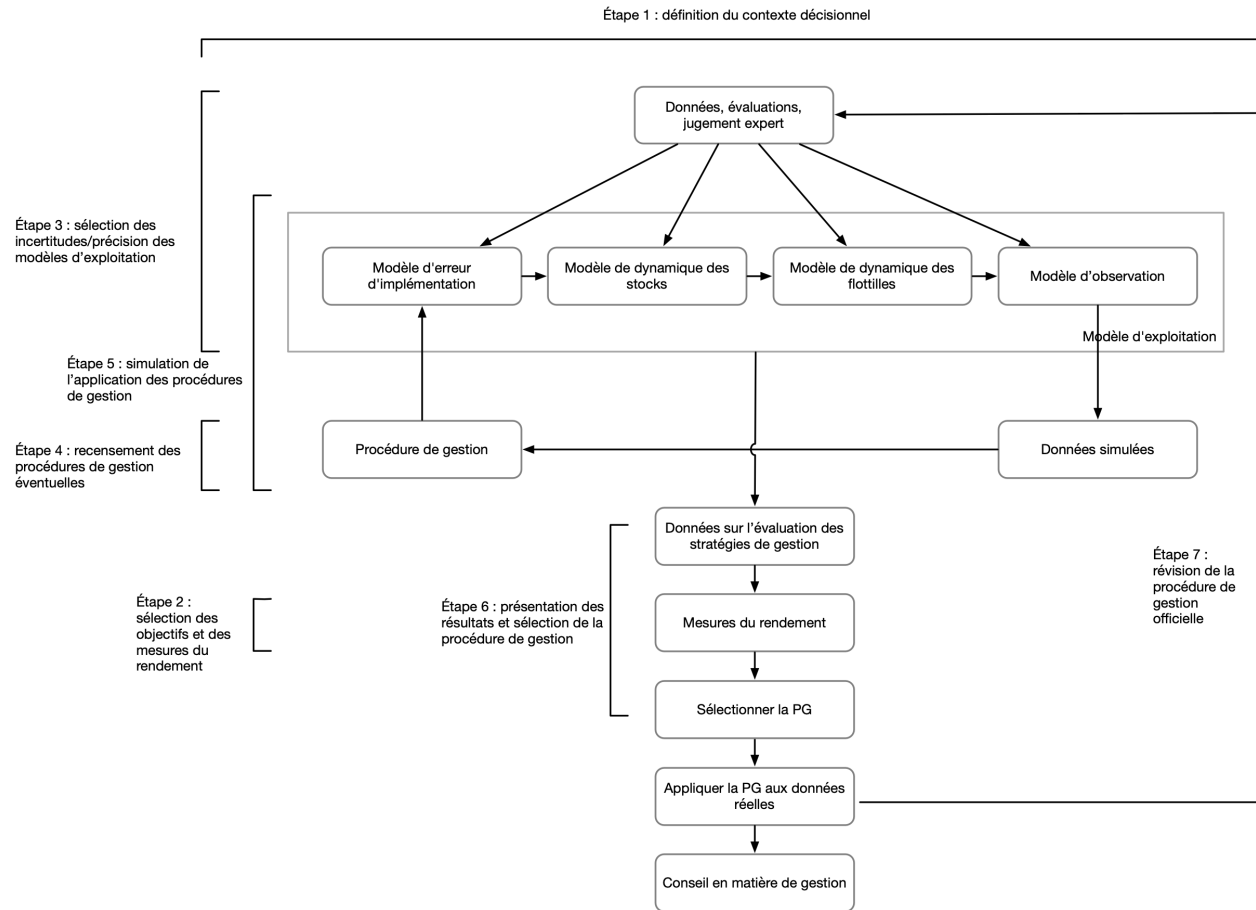


Figure 4. Les étapes du processus d'ESG d'après Punt et al. (2016) tel que mis en œuvre dans openMSE, copié d'Anderson et al. (2021) et adapté de Carruthers et Hordyk (2018a). Cette figure complète la figure 3.

Les six étapes sont les suivantes :

Étape 1 : définition du contexte décisionnel.

Étape 2 : sélection des objectifs et des mesures du rendement.

Étape 3 : sélection des incertitudes/précision des modèles opérationnels.

Étape 4 : recensement des procédures de gestion proposées.

Étape 5 : simulation de l'application des procédures de gestion.

Étape 6 : présentation des résultats et sélection de la procédure de gestion.

---

Après la sélection et la mise en œuvre des PG pour fixer la limite de prises (figure 4 : p. ex. en appliquant l'algorithme de la PG sélectionnée à l'indice de relevé observé), une dernière étape nécessaire consiste à surveiller et à évaluer périodiquement le rendement de la PG (MPO 2013 ; Carruthers et Hordyk 2018a). Cette surveillance peut se faire par des moyens informels, p. ex. à l'aide de la rétroaction des pêcheurs et des données de relevés (p. ex. Cox et Kronlund 2008), ou au moyen de mesures statistiques plus officielles, où l'on compare les données observées aux prévisions des MO pour vérifier si le système fonctionne comme prévu (Butterworth 2008 ; Carruthers et Hordyk 2018b ; discuté dans Anderson *et al.* 2021).

## 1.5. ATELIERS SUR LES OBJECTIFS

À l'appui du cadre des procédures de gestion, le MPO a organisé une série d'ateliers au début de 2021, réunissant des scientifiques et des gestionnaires du MPO, des représentants de groupes autochtones et des détenteurs de connaissances autochtones, des représentants de la pêche commerciale et récréative (publique), des organisations non gouvernementales (ONG) et des scientifiques externes, afin de définir des objectifs stratégiques pour le stock de sébaste à dos épineux des eaux extérieures (Haggarty *et al.* 2022). Les informations recueillies lors des ateliers ont été utilisées pour déterminer les objectifs opérationnels et les mesures de rendement pour cette analyse. Des objectifs et des commentaires supplémentaires, par exemple le souhait de prendre en compte la structure d'âge, ont été pris en compte dans les résultats du cadre des procédures de gestion pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. D'autres objectifs de durabilité, tels que la flexibilité spatiale de l'accès à la pêche, ont été indiqués comme des thèmes adaptés à la gestion des poissons de fond.

Dans les sections qui suivent, nous décrivons notre approche de détermination des procédures de gestion appropriées pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures d'après les six pratiques exemplaires énumérées dans Anderson *et al.* (2021).

## 2. CONTEXTE DÉCISIONNEL

Les principales questions qui guident la définition du contexte décisionnel du cadre des procédures de gestion sont les suivantes :

- Quelle est la décision exacte à prendre ?
- Quel est le délai pour prendre la décision ?
- Quels sont les rôles et responsabilités précis des parties concernées ? Les parties sont le Secteur des sciences, la direction, les Premières Nations, l'industrie et des organismes non gouvernementaux (ONG).
- Comment la décision finale sera-t-elle prise ?

Pour cette analyse, la décision à prendre consiste à sélectionner une PG que l'Unité de gestion du poisson de fond peut utiliser pour déterminer les recommandations relatives aux prises pour la période allant jusqu'au prochain avis sur les prises disponible.

Le Secteur des sciences nécessite une évaluation des MO pour déterminer l'état du stock par rapport au PRL et un examen des conditions environnementales afin de répondre aux exigences des dispositions relatives aux stocks de poissons.

Les décisions devraient être prises par consensus par le comité d'examen régional par les pairs (ERP), après examen du contenu scientifique des avis (y compris la structure et le contenu des

---

modèles opérationnels) et en tenant compte du rendement relatif des PG et des compromis entre les paramètres de rendement. Les objectifs et les paramètres de rendement sont éclairés par la politique ainsi que par les parties intéressées, comme les Premières Nations, et par les représentants de l'industrie de la pêche.

### 3. OBJECTIFS ET INDICATEURS DE RENDEMENT

Des objectifs clairs en matière de gestion et de pêche doivent être définis, ainsi que les paramètres de rendement qui mesurent l'atteinte de ces objectifs. Les objectifs peuvent couvrir un large éventail d'objectifs stratégiques ou législatifs (p. ex. maintenir le stock au-dessus du PRL), économiques (p. ex. maintenir une prise moyenne ou réduire la variabilité des prises) et culturels (p. ex. maintenir l'accès au stock ou à certaines zones de pêche). Un cadre de simulation nous permet d'évaluer les compromis, le cas échéant, entre les objectifs législatifs et les autres objectifs de pêche à court et à long terme, tant que les principales exigences législatives sont respectées.

Les objectifs entièrement quantifiés comprennent un paramètre ou une cible, la probabilité de succès souhaitée et un délai pour atteindre l'objectif (p. ex. la probabilité que le stock soit maintenu au-dessus du PRL est supérieure à 75 % après deux générations). Les paramètres de rendement sont des mesures quantifiées des objectifs. Dans la simulation en boucle fermée, ils peuvent être calculés dans le modèle opérationnel à chaque intervalle de temps de la projection ou sur plusieurs années.

#### 3.1. OBJECTIFS ET JALONS

Nous présentons un ensemble d'objectifs et les paramètres de rendement correspondants pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Les objectifs stratégiques clés sont fondés sur le Cadre de l'AP (MPO 2006, 2009). D'autres objectifs liés au rendement des pêches ont été envisagés selon les objectifs stratégiques généraux décrits par Haggarty *et al.* (2022).

Conformément aux [Lignes directrices pour la mise en œuvre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#), les objectifs stratégiques proposés sont les suivants :

1. Maintenir le stock au-dessus du PRL pendant deux générations (54 ans) avec une probabilité de réussite d'au moins 75 %.
2. Maintenir le stock au-dessus du PRS pendant deux générations avec une probabilité de réussite d'au moins 50 %.
3. Maintenir la mortalité par pêche en dessous du niveau d'exploitation de référence pendant deux générations avec une probabilité de réussite d'au moins 50 %. Pour être conforme à l'Accord des Nations Unies sur les stocks de poissons (qui a servi de base à l'élaboration de la politique de l'approche de précaution), le niveau d'exploitation de référence ne peut pas dépasser  $F_{RMD}$  (MPO 2006).

Les probabilités utilisées ici sont les valeurs minimales requises comme elles sont énoncées dans les Lignes directrices. Selon la pratique internationale générale, la probabilité de succès souhaitée pour l'objectif du PRL a été fixée à 75 % pour représenter une probabilité élevée, tandis que la probabilité de 50 % représente une probabilité modérée à élevée (Marentette *et al.* 2021). Pour de plus amples renseignements sur la durée d'une génération, veuillez consulter la section A.3 de l'annexe A. Aux fins de la présente analyse, ces probabilités sont interprétées comme la moyenne d'une série chronologique projetée.

Nous proposons également les objectifs supplémentaires suivants, précisés à la section 3.2 :

---

4. Maintenir l'accès à la pêche et les prises à court terme et à long terme.

Aucune probabilité cible n'est attribuée à l'objectif 4, car il est utilisé pour évaluer les compromis avec les objectifs 1 à 3.

### 3.2. MESURES DE RENDEMENT

Nous avons calculé les paramètres de rendement suivants pour mesurer les objectifs, où  $B$  représente la biomasse reproductrice,  $RMD$  le rendement maximal durable,  $B_{RMD}$  la biomasse reproductrice à l'équilibre au rendement maximal durable,  $DG$  signifie la durée de génération, et  $CT$  signifie à court terme.

Nous définissons le PRL et le PRS comme étant respectivement de  $0,4 B_{RMD}$  et  $0,8 B_{RMD}$ , conformément aux définitions fournies dans le Cadre de l'AP (MPO 2006), telles qu'elles sont utilisées dans l'évaluation du stock de 2011 (Yamanaka *et al.* 2011).

Les considérations techniques relatives à l'estimation du PRL et du PRS sont abordées à la section 4.3.1.3.

Dans les simulations en boucle fermée, tous les points de référence et les paramètres de rendement sont calculés dans le MO. À l'appui des objectifs 1 à 4, cinq paramètres de rendement sont présentés :

1. **PRL 2DG** :  $P(B > 0,4 B_{RMD})$  pendant 2 générations (2022–2075, années 1 à 54 de la période de projection) ;
2. **PRS 2DG** :  $P(B > 0,8 B_{RMD})$  pendant 2 générations
3. **FRMD 2DG** :  $P(F < F_{RMD})$  pendant 2 générations
4. **P CT** : Prise moyenne à court terme (pendant 2022 à 2028, années 1 à 7 de la période de projection)
5. **P 2DG** : Prise moyenne après 2 générations (en 2075, année 54 de la période de projection).

Les mesures de rendement 1 à 3, liées aux objectifs politiques, sont basées sur des probabilités. La moyenne du rendement a été calculée sur l'ensemble des répétitions de simulation et des années pour la fenêtre temporelle définie (Anderson *et al.* 2021).

Les simulations sur un calendrier de deux générations donnent un aperçu du comportement des procédures de gestion par rapport à la dynamique biologique du stock. Puisque le sébaste à dos épineux des eaux extérieures est une espèce à longue durée de vie, les prises sur une échelle de temps plus courte seront également d'intérêt pour la pêche. Par conséquent, nous faisons rapport sur les prises à court terme pour les sept premières années de la projection. La période à court terme de 7 ans a été choisie parce qu'elle a été indiquée par les représentants des pêches comme une durée pendant laquelle des changements dans l'abondance des stocks en réponse aux mesures de gestion peuvent être perceptibles (Haggarty *et al.* 2022). Cette période correspond également à des caractéristiques biologiques importantes telles que l'âge de la maturité (annexe A).

Le comportement des PG peut ne pas être évident à moins que plusieurs générations se soient écoulées et qu'il y ait un roulement dans la structure par âge au sein de la population simulée. Par conséquent, les prises sont également évaluées après deux générations (à long terme) correspondant à la période des paramètres de rendement fondée sur les politiques. Le paramètre de rendement des prises à long terme peut évaluer s'il existe un accès intergénérationnel à la pêche (Haggarty *et al.* 2022).

---

Aucun seuil de prise n'a pu être facilement déterminé pour calculer les paramètres de rendement ; par exemple, pour calculer la probabilité que la recommandation de prise dépasse une certaine valeur ou tombe en dessous de celle-ci. Plusieurs PG à prises constantes ont été évaluées (section 5). Ces PG assurent explicitement un accès continu à la pêche, un objectif stratégique déterminé dans les ateliers sur les objectifs (Haggarty *et al.* 2022).

D'autres paramètres de rendement ont été calculés pour comparer les PG proposées :

6. **VMI 2DG** : Variabilité moyenne des prises sur 2 générations. Ce paramètre prend la valeur absolue de  $(C_{y'} - C_{y'-k})/C_{y'-k}$ , où  $C$  représente les prises,  $k$  l'intervalle de mise à jour de 2 ans, et  $y'$  le sous-ensemble d'années de projection au cours desquelles l'avis sur les prises est mis à jour dans la PG. La moyenne est ensuite calculée sur l'ensemble des années de mise à jour et des simulations et est présentée sous forme de proportion.
7. **B/B<sub>0</sub> 2DG** : Rapport médian entre la biomasse reproductrice et la biomasse moyenne non pêchée ( $B/B_0$ ) après deux générations (en 2075) ;
8. **B/BRMD 2DG** : Le rapport médian de  $B/B_{MSY}$  après deux générations
9. **AM 2DG** : Âge moyen après deux générations (valeur médiane sur 200 simulations).

La prévisibilité et la flexibilité de l'accès à la pêche sont deux objectifs souhaitables du point de vue de la pêche (Haggarty *et al.* 2022). Une combinaison de mesures de rendement relatives à l'ampleur des prises et à la variabilité des prises peut contribuer à la sélection d'une procédure de gestion qui soutient ces objectifs stratégiques.

Outre la probabilité que le stock reste au-dessus du PRL et du PRS, les ratios  $B/B_0$  et  $B/B_{MSY}$  sont indiqués.

La structure d'âge de la population offre une perspective complémentaire sur l'abondance des stocks en plus de la biomasse totale. Nous indiquons donc l'âge moyen après deux générations (en 2075). L'âge moyen est calculé avec la sélectivité des relevés à la palangre sur fond dur (RPFDF) afin de démontrer les valeurs prédites à partir d'un relevé indépendant de la pêche. En règle générale, un stock épuisé peut être caractérisé par une structure d'âge tronquée (âge moyen plus bas), car moins de poissons survivent jusqu'à un âge avancé.

Pour appuyer la comparaison des PG, les tendances des stocks au cours de la période de projection sont résumées en calculant la probabilité que la biomasse du stock ait augmenté sur des intervalles de 10 ans. Deux probabilités sont calculées, soit inconditionnellement, c'est-à-dire que la probabilité d'augmentation de la biomasse est sans qualificatif supplémentaire, soit conditionnelle au PRS, c'est-à-dire que la condition d'augmentation de la biomasse est toujours remplie tant que le stock est supérieur au PRS. Le qualificatif PRS soutient l'objectif de la politique de l'approche de précaution de promouvoir la croissance des stocks lorsqu'ils sont inférieurs au PRS.

Les équations décrivant le calcul des paramètres de rendement dans le MO sont présentées au tableau 1.

Tableau 1. Résumé des équations utilisées pour calculer les paramètres de rendement du sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Les variables  $i = 1, 2, \dots, 200$  et  $y$  répertorient respectivement l'année de simulation et l'année de projection dans les MO.  $I()$  est la fonction indicatrice qui indique 1 lorsque la condition entre parenthèses est remplie et 0 dans le cas contraire.  $N$  est l'abondance vulnérable au RPFD où  $a$  répertorie l'âge et  $A$  est l'âge maximal dans le MO. Les paramètres de rendement sont calculés pour chaque PG.

Mesures de rendement	Unités
$PRL\ 2DG = \frac{1}{200} \frac{1}{54} \sum_{i=1}^{200} \sum_{y=1}^{54} I(B_{i,y} \geq 0.4B_{RMD(i)})$	Probabilité (0-1)
$PRS\ 2DG = \frac{1}{200} \frac{1}{54} \sum_{i=1}^{200} \sum_{y=1}^{54} I(B_{i,y} \geq 0.8B_{RMD(i)})$	Probabilité (0-1)
$FRMD\ 2DG = \frac{1}{200} \frac{1}{54} \sum_{i=1}^{200} \sum_{y=1}^{54} I(F_{i,y} \leq F_{RMD(i)})$	Probabilité (0-1)
$P\ CT = \frac{1}{200} \frac{1}{7} \sum_{i=1}^{200} \sum_{y=1}^7 C_{i,y}$	Tonnes
$P\ 2DG = \frac{1}{200} \sum_{i=1}^{200} C_{i,y=54}$	Tonnes
$VMI\ 2DG = \frac{1}{200} \frac{1}{27} \sum_{i=1}^{200} \sum_{y^t} \frac{C_{i,y^t} - C_{i,y^t-k}}{C_{i,y^t-k}}, y^t = 2, 4, 6, \dots, 54$	Proportion relative
$B/B0\ 2DG = \text{médian} \left( \frac{B_{i,y=54}}{B_{0,i}} \right)$	Rapport de biomasse
$B/BRMD\ 2DG = \text{médian} \left( \frac{B_{i,y=54}}{B_{RMD,i}} \right)$	Rapport de biomasse
$AM\ 2DG = \text{médian} \left( \frac{\sum_{a=0}^A aN_{i,a,y=54}}{\sum_{a=0}^A N_{i,a,y=54}} \right)$	Âge (années)

#### 4. MODÈLES OPÉRATIONNELS

Le sébaste à dos épineux des eaux extérieures présente une structure génétique de population faible ou inexistante (Nathan Sykes et Gregory Owens, Université de Victoria, communication personnelle, 27 avril 2023). Toutefois, les analyses initiales des données de relevé ont indiqué qu'il existe une hétérogénéité spatiale dans les tendances d'abondance le long de la côte de la Colombie-Britannique. On a observé que l'indice dérivé du RPFD augmentait sur la côte nord tout en restant constant sur la côte sud (annexe B). Une hétérogénéité spatiale a été observée chez d'autres espèces de sébaste côtier, comme le sébaste aux yeux jaunes, ce qui a mené à la modélisation de la population sur deux zones pour les stocks des eaux extérieures (Cox *et al.* 2020). Par conséquent, il était souhaitable d'estimer les tendances démographiques historiques sur au moins deux zones distinctes sur la côte de la Colombie-Britannique (Haggarty *et al.* 2022).

Nous avons suivi la même structure de zones pour modéliser les sébastes à dos épineux des eaux extérieures au nord, en incorporant les zones 5A3CD, et au sud, en incorporant les zones 5BCDE (Figure 2). L'échelle des analyses spatiales a été limitée par la taille des échantillons de la composition selon l'âge de l'enquête. La modélisation spatialement explicite des populations structurées selon l'âge nécessite également plus d'hypothèses sur la répartition et les déplacements entre les zones, et peut entraîner une plus faible précision des estimations d'abondance que dans un modèle avec moins d'hypothèses.

On croit qu'il y a peu de mouvements de juvéniles et d'adultes, du moins entre la côte nord et la côte sud, une fois que les larves ont rejoint l'habitat rocheux. Ainsi, le mécanisme de connectivité des populations sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique serait la dispersion larvaire pélagique.

---

La pratique exemplaire recommande d'étalonner ou de conditionner les MO à l'aide des données observées afin de pouvoir reproduire les observations historiques. Stock Synthesis 3 (ci-après, « SS3 ») a été défini comme étant le meilleur modèle de conditionnement pour s'adapter à une structure à deux zones. Pour modéliser la connectivité de la population, le recrutement prévu à l'échelle de la côte est prédit à partir de la biomasse reproductrice à l'échelle de la côte. La proportion du recrutement qui est répartie dans chacune des deux zones est alors estimée, sans mouvement après la phase de recrutement du cycle de vie (annexe D). Ces caractéristiques semblent décrire le mieux le cycle biologique et la génétique du sébaste à dos épineux.

SS3 est un modèle structuré selon l'âge qui offre une flexibilité dans la structure du modèle et l'ajustement aux différents types de données qui sont recueillis pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. En général, les modèles structurés selon l'âge intègrent notre meilleure compréhension de la dynamique des populations des pêches. Pour les espèces à longue durée de vie comme le sébaste à dos épineux, il est souhaitable d'intégrer les retards de recrutement en raison des différences de taille et de la sélectivité fondée sur l'âge entre les engins de pêche. Une génération de sébastes à dos épineux plus longue entraîne des retards dans les réponses aux mesures de gestion, car les cohortes doivent progresser dans la structure selon l'âge de la population. Ces propriétés sont mieux saisies dans un modèle structuré selon l'âge que dans d'autres types de modèles, comme les modèles de production excédentaire. Les modèles d'équations du SS3 sont disponibles dans les documents supplémentaires de Methot et Wetzel (2013).

Les modèles opérationnels (MO) peuvent être organisés en quatre composantes principales représentant un véritable système exploité :

1. la dynamique des populations du stock de poissons (p. ex. croissance, recrutement, mortalité) ;
2. la dynamique de la pêche (p. ex. sélectivité) ;
3. les processus d'observation (p. ex. précision des indices des relevés) ;
4. la mise en œuvre de la gestion (p. ex. prises excédentaires).

L'élaboration de MO suit deux grandes étapes :

1. Adapter le modèle SS3 aux données historiques, y compris les prises, les indices d'abondance et toutes les données disponibles sur la composition par âge et par longueur, ainsi que les paramètres du cycle de vie. Les paramètres biologiques ont été établis à partir d'échantillons prélevés dans le stock des eaux extérieures provenant de pêches et de relevés (annexe A). D'autres paramètres, notamment la mortalité naturelle et la pente stock-recrutement, ont été établis à partir de la documentation scientifique (annexe D). Le modèle estime une mortalité par la pêche et une abondance historiques qui sont cohérentes avec les données observées.
2. Passer les valeurs de paramètres conditionnées de SS3 à un MO (maintenant le MO « conditionné »). La période historique du MO s'étend sur toutes les années de la première année  $t_1$  à la dernière année  $t_c$  (où « c » représente l'année « en cours ») de la série chronologique des prises et reproduit la dynamique des stocks estimée dans SS3. La période historique, y compris l'abondance de l'année en cours, éclaire ensuite la dynamique des stocks des projections simulées, à partir de l'année  $t_{c+1}$  jusqu'à l'année de projection finale  $t_N$ .

Les projections ont été effectuées avec la version 3.6.2 du progiciel MSEtool (Hordyk *et al.* 2023).

Il n'est souvent pas possible d'intégrer toutes les sources d'incertitude dans un seul MO, par exemple, lorsque d'autres valeurs de paramètres de la population sont prises en compte. Dans

---

de telles situations, de multiples MO sont élaborés, qui modifient la valeur (ou la distribution) d'un ou de plusieurs paramètres ou sources de données d'intérêt (section 4.2). Les résultats du conditionnement de l'ensemble des MO se trouvent à la section 4.3.

#### 4.1. SOURCES DE DONNÉES

Les données ont été extraites à l'aide du progiciel R `gfdata`, qui applique des routines SQL courantes à plusieurs bases de données et reconstitue les diverses séries chronologiques en conséquence (Keppel *et al.* 2022).

Les bases de données consultées étaient les suivantes :

1. GFBioSQL : Contient toutes les données d'échantillons biologiques modernes pour les relevés et les pêches commerciales. Cette base de données comprend la plupart des données sur les spécimens de poissons de fond recueillies depuis les années 1950.
2. PacHarvTrawl : Contient les données sur les débarquements et les rejets au chalut au Canada de 1996 au 31 mars 2007.
3. PacHarvHL : Contient les données canadiennes sur les débarquements et les rejets dans la pêche à la ligne de 1986 au 31 mars 2006.
4. GFFOS : Contient les débarquements et les rejets de la pêche au chalut au Canada du 1er avril 2007 à aujourd'hui, ainsi que les débarquements et les rejets de la pêche à la ligne du 1er avril 2006 à aujourd'hui. Cette base de données est essentiellement une copie de la base de données des Opérations de pêche (FOS) du MPO.

#### 4.2. MODÈLES OPÉRATIONNELS

La pratique exemplaire recommande la détermination d'un « ensemble de référence » de MO de base, qui comprend les incertitudes les plus importantes, comme une plage de valeurs de mortalité naturelle, ainsi que d'un « ensemble de robustesse » qui reflète un plus grand éventail d'incertitudes peut-être moins plausibles, mais qui devraient néanmoins être explorées (Rademeyer *et al.* 2007).

Les résultats sont fournis pour les différents MO, mais Anderson *et al.* (2021) préconisent, pour la plupart des résultats, de calculer la moyenne des paramètres de rendement de l'ensemble de référence (une approche d'ensemble à intégrer pour toutes les incertitudes des MO), mais de présenter séparément les paramètres de rendement de chaque scénario de l'ensemble de robustesse de MO. La présentation distincte des résultats de robustesse permet aux gestionnaires de voir comment les PG qui ont donné de bons résultats dans l'ensemble de référence se comportent pour un ensemble d'hypothèses plus diversifiées (Rademeyer *et al.* 2007). Suivant les directives du groupe de travail technique, les quantités moyennes de l'ensemble de référence ont été calculées avec deux fois le poids du MO (1) par rapport aux autres MO de référence.

Puisque la mortalité naturelle n'a pas été directement estimée pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures, nous avons établi deux ensembles de MO de référence qui variaient selon la valeur de la mortalité naturelle ( $M$ ) : (1)  $M = 0,056$  et (2)  $M = 0,046$  (tableau 2). Ces moyennes étaient fondées sur diverses équations de régression qui utilisent l'âge maximal pour prédire indirectement  $M$ .

Un troisième MO de l'ensemble de référence a évalué un scénario de faibles prises récréatives.



Enfin, deux MO de l'ensemble de robustesse englobant des sources supplémentaires d'incertitude : (A) un MO qui montre une valeur de pente inférieure à celle de l'ensemble de référence, et (B) un MO qui suppose un recrutement inférieur à la moyenne prévue dans la projection (tableau 2).

Une description technique de la spécification du MO, y compris les paramètres, est fournie à l'annexe D.

Tableau 2. Scénarios du modèle opérationnel du sébaste à dos épineux des eaux extérieures.

Nom du scénario	Type
(1) M = 0,056	Référence
(2) M = 0,046	Référence
(3) Faible iREC	Référence
(A) Faible pente	Robustesse
(B) Faible recrutement	Robustesse

#### 4.2.1. Ensemble de référence

Les MO suivants ont été élaborés à titre d'ensemble de référence. Nous les désignons ci-après par leurs numéros, p. ex., le scénario du MO (1).

Les sources des données sont présentées aux annexes A à C. Nous fournissons ici une brève description du MO (1), qui a ensuite été ajusté pour les autres MO.

Les prélèvements par la pêche ont été déterminés à partir de la série chronologique sur les prises commerciales et récréatives historiques (détails à l'annexe C). Avant la mise en place de la surveillance à 100 % en mer dans la flotte de pêche à la ligne du poisson de fond, en 2006, les prises commerciales de sébaste étaient fréquemment déclarées regroupées dans la catégorie Autres sébastes (AS ; espèces de sébastes autres que le sébaste à longue mâchoire) et l'ampleur des prises rejetées en mer n'était pas consignée. Un algorithme de reconstitution a été utilisé pour estimer les prises jusqu'en 1918 (Haigh et Yamanaka 2011, voir l'annexe C). Depuis 2006, on utilise les prises nominales. L'algorithme de reconstitution a fourni les meilleures estimations de prises pour la pêche commerciale, et aucune autre information n'était disponible pour indiquer s'il y a eu des surestimations ou des sous-estimations pour une période donnée.

Des échantillons biologiques de la pêche commerciale ont été prélevés entre 1988 et 2010. Des échantillons d'âge provenant de prises à la palangrotte et à la palangre ont été prélevés entre 1988 et 1995 (annexe C). Toutefois, les prises des divers secteurs de la pêche à la ligne et l'hameçon n'ont pas pu être séparées entre ces deux engins. Par conséquent, il a été décidé d'utiliser les échantillons d'âge provenant des palangrottes pour estimer la sélectivité de la pêche à la ligne et l'hameçon. De cette façon, la mortalité par pêche des plus petits poissons à partir de palangrottes est prise en compte. La sélectivité plafonnée tient également compte de la mortalité causée par les palangres, qui tendent à attraper de plus gros poissons.

Des échantillons de longueur provenant de la pêche au chalut étaient disponibles pour trois ans au cours des années 2000. Le poids moyen dans la pêche commerciale depuis 2006 indique que le secteur de la pêche au chalut a capturé des poissons plus gros, en moyenne, que dans la pêche à la ligne et l'hameçon (figure C.5). Ces séries chronologiques ont également été incluses dans le modèle, de sorte qu'on a estimé que la sélectivité de la pêche au chalut était supérieure à la sélectivité de la pêche à la ligne et l'hameçon.

---

Les prises récréatives ont été estimées à partir du programme de déclaration électronique de l'effort et des prises de la pêche récréative (iREC), qui fournit des estimations sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique depuis 2012. L'interpolation linéaire était nécessaire pour modéliser le développement de la pêche récréative entre 1945 et 2012 (annexe C).

Aucun échantillon de longueur n'était disponible pour estimer la sélectivité dans la pêche récréative. À l'inverse, la sélectivité a été fixée aux valeurs estimées pour le sébaste à dos épineux des eaux intérieures, pour lequel des échantillons de longueur ont été prélevés lors d'entretiens à quai dans les enquêtes par interrogation de pêcheurs. L'âge de sélectivité de 50 et 95 % était respectivement de 12,7 et 23,3 ans (Huynh *et al.* 2024).

Trois relevés indépendants de la pêche ont été utilisés pour élaborer des indices d'abondance : le relevé à la palangre sur fond dur (RPFDF) dans les eaux extérieures, le relevé à la ligne fixe indépendant de la pêche de la Commission internationale du flétan du Pacifique (CIFP) et le relevé synoptique au chalut dans le détroit d'Hécate (annexe B). À partir du RPFDF et du relevé de la CIFP, des indices ont été élaborés séparément pour la région nord (5BCDE) et la région sud (5A3CD). On a supposé que l'indice synoptique du détroit d'Hécate était représentatif des tendances de la biomasse dans le nord.

Des échantillons d'âge sont également disponibles pour tous les relevés. Cependant, les échantillons d'âge du RPFDF 2021 n'étaient pas disponibles pour cette analyse.

Les paramètres de croissance et de maturité ont été estimés à partir des échantillons biologiques prélevés dans les relevés et les pêches (voir l'annexe D).

La pente, la réduction prévue du recrutement à 20 % de la biomasse reproductrice non pêchée, a été fixée à 0,67. Cette valeur est fondée sur une estimation a posteriori tirée d'une méta-analyse des espèces de sébaste du Pacifique (annexe D, section D.3.7). La relation stock-recrutement de Beverton-Holt a été utilisée, dans laquelle la pente varie de 0,2 à 1,0.

La mortalité naturelle était également fixe dans le modèle (voir les valeurs dans les sections 4.2.1.1 et 4.2.1.2). Les ajustements initiaux du modèle qui ont tenté d'estimer la pente et la mortalité naturelle ont donné lieu à des estimations élevées (environ 0,9 pour la pente et 0,08 pour  $M$ ). À partir de ces valeurs, le modèle a déduit que le stock était grand et peu pêché, l'estimation de l'épuisement se rapprochant de conditions d'exploitation nulle. Ce résultat a été jugé très peu probable compte tenu des préoccupations concernant l'abondance du sébaste qui ont mené à la stratégie de conservation du sébaste au début des années 2000 (Yamanaka et Logan 2010).

Le modèle a été initialisé en supposant que la biomasse reproductrice ( $B_y$ ) était dans un état d'équilibre sans exploitation avant 1918, la première année de la série chronologique, c.-à-d.  $B_{1918} = B_0$ .

#### **4.2.1.1. (1) $M = 0,056$**

Puisque la mortalité naturelle n'a pas été directement estimée pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures, nous examinons deux autres valeurs de mortalité naturelle ( $M$ ) dans l'ensemble de référence. Dans le MO 1,  $M = 0.056$  (annexe @ref(app :desc-om, section D.3.1). Cette valeur est fondée sur la documentation à jour sur les prédictors de la mortalité naturelle en fonction d'autres caractéristiques du cycle biologique, plus précisément l'âge maximal observé. La moyenne de 0,056 est fondée sur la régression bilogarithmique des estimations directes de  $M$  et de l'âge maximal observé à partir de divers taxons de poissons (Then *et al.* 2015).

---

#### 4.2.1.2. (2) $M = 0,046$

Dans le MO (2), la mortalité naturelle est plus faible que dans le MO (1), avec  $M = 0.046$ . Cette moyenne a été estimée à partir d'un ensemble de données plus ancien que celui utilisé dans Then *et al.* (2015) pour établir la relation entre  $M$  et l'âge maximal (Hoenig 1983). Cette valeur correspond à la valeur de la mortalité naturelle prise en compte dans l'évaluation de 2011 (Yamanaka *et al.* 2011). La valeur inférieure suppose que le stock est moins productif dans les autres scénarios.

#### 4.2.1.3. (3) Faible iREC

Les prises récréatives ont été tirées du programme iREC, qui fournit des estimations pour l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique depuis 2012. Les estimations des prises sont fondées sur des enquêtes par autodéclaration et étendues aux détenteurs de permis qui n'ont pas répondu. Dans les régions à double couverture avec des enquêtes par interrogation de pêcheurs, c'est-à-dire le détroit de Georgia et la côte ouest de l'île de Vancouver, les taux de prises déclarés dans le cadre de l'iREC étaient relativement plus élevés que ceux déclarés dans les enquêtes par interrogation de pêcheurs (Robichaud et Haggarty 2022). Les prises récréatives peuvent être surestimées dans l'iREC si, par exemple, l'extension des taux de prise aux non répondants est trop élevée.

Par conséquent, un modèle de référence supplémentaire a été élaboré pour le scénario où les prises iREC sont surestimées. Le MO 3 est conditionné en supposant que les véritables prises récréatives étaient inférieures de 50 % aux estimations. Par conséquent, le rapport entre les prises récréatives et les prises commerciales change.

### 4.2.2. Ensemble de robustesse

Les deux MO suivants ont été élaborés pour l'ensemble de robustesse. Dans les deux cas, on a utilisé la mortalité naturelle dans le MO (1). Nous les désignons ci-après par des lettres.

#### 4.2.2.1. (A) Faible pente

Tous les MO de référence ont fixé la pente à 0,67. Ce MO a été conditionné avec une pente fixée à 0,50, ce qui indique un stock moins productif. Le recrutement moyen diminue plus rapidement lorsque les stocks sont de faible taille.

#### 4.2.2.2. (B) Faible recrutement

Ce scénario est basé sur une situation où les conditions environnementales contribuent à un recrutement futur inférieur à la moyenne (comme défini par la relation stock-recrutement) du sébaste à dos épineux. Par exemple, la prédation accrue des juvéniles et des sébastes plus grands par le saumon coho et la morue-lingue peut contribuer à une réduction du recrutement aux tailles adultes (Beaudreau et Essington 2007 ; Frid et Marliave 2010 ; Fennie *et al.* 2020).

Dans tous les autres scénarios, la moyenne des écarts de recrutement par rapport à la relation stock-recrutement des projections est de un (dans un espace normal). Ici, la moyenne a été fixée à 0,7. Ici, la dynamique historique est identique à celle du MO (1). Par rapport au MO (A), le recrutement est en moyenne plus faible pour toutes les tailles de stocks.

Ce scénario vise à évaluer le fonctionnement des PG dans de telles circonstances et ne vise pas à faire de déclarations concernant l'état futur des stocks.

---

### 4.3. CONDITIONNEMENT DES MODÈLES OPÉRATIONNELS

Après avoir précisé la structure du modèle SS3 (annexe D), nous avons ajusté le modèle pour estimer le recrutement et l'abondance historiques, ainsi que la sélectivité des pêches et des relevés, à partir des diverses séries de données. Les prélèvements par la pêche dans les modèles sont égaux aux valeurs observées. Trois pêches (pêche à la ligne, pêche au chalut et pêche récréative) ont été modélisées séparément avec une sélectivité différente pour la période historique. Les a priori normaux ont été placés sur les paramètres de sélectivité tandis qu'un a priori uniforme a été placé sur le logarithme naturel du paramètre de recrutement non pêché  $R_0$  (tableau D.3 en annexe).

Après avoir trouvé les estimations de la densité a posteriori maximale (DPM), les valeurs a posteriori ont été échantillonnées à l'aide de la simulation Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM) (détails à l'annexe D.4). Pour chaque MO, le stock historique a été reconstruit à partir de 200 échantillons MCCM afin d'intégrer l'incertitude dans les paramètres estimés.

Ces 200 répétitions de simulation éclairent ensuite les dynamiques du stock et de la pêche au cours de la période de projection. Dans les projections, la sélectivité des pêches est dérivée de la mortalité par pêche selon l'âge à la dernière année historique ( $t_c$ ). Cette sélectivité relative selon l'âge est pondérée par les prises dans toutes les pêches et est constante tout au long de la période de projection. Les paramètres de sélectivité pour les indices de l'abondance estimés de SS3 sont également transmis au modèle opérationnel. On utilise ces fonctions de la sélectivité selon l'âge pour simuler de nouvelles observations des prises et des indices dans la projection pour mettre à l'essai des PG.

L'utilisation d'un seul indice de l'abondance pour établir des recommandations sur les prises est conforme à de nombreuses PG, à moins d'indication contraire (annexe E). Au cours de la période de projection, l'indice du RPFD a été utilisé pour calculer les avis sur les prises dans les PG fondées sur un indice. On croit que le RPFD fournit le meilleur indice concernant le sébaste à dos épineux des eaux extérieures, car il cible l'habitat rocheux. En revanche, le relevé synoptique du détroit d'Hécate ne cible pas l'habitat rocheux et n'a pas été pris en compte pour les PG fondées sur un indice. Bien que les échantillons biologiques du relevé de la CIFP soient utiles, p. ex. pour détecter l'abondance des gros et des vieux poissons, la grande taille d'hameçon utilisée ne capture pas bien le sébaste à dos épineux, et il en résulte une grande incertitude dans les tendances de l'indice de ce relevé. Par conséquent, le relevé de la CIFP n'a pas été pris en compte pour les PG fondées sur un indice.

Dans le MO, les écarts de recrutement projetés ont été échantillonnés dans l'espace logarithmique selon l'écart-type  $\tau = 0.4$ , l'autocorrélation étant estimée a posteriori à partir des écarts de recrutement historiques estimés dans SS3. L'erreur d'observation dans les valeurs d'indice projetées a été simulée par des déviations aléatoires d'une distribution lognormale avec une moyenne de « 1 ». L'écart-type et l'autocorrélation des écarts ont été estimés à partir des valeurs résiduelles de l'ajustement au modèle de conditionnement (figure D.6 en annexe).

#### 4.3.1. Résultats du conditionnement des modèles opérationnels

Les sections suivantes décrivent les estimations du SS3. Les résultats pour le MO (B) ne sont pas présentés ici, car la période historique de ce modèle opérationnel est identique à celle du MO (1).

---

#### 4.3.1.1. Ajustements aux données

Les modèles SS3 étaient raisonnablement bien ajustés aux indices d'abondance dans la plupart des cas (figures 5). Notamment, l'indice du RPFd dans le nord est en hausse depuis 2005. La tendance prévue correspondante dans le modèle SS3 augmente également, mais dans une moindre mesure que les valeurs observées. L'indice du RPFd dans le sud est plus bruyant, bien qu'une tendance à la hausse quelque peu similaire puisse être déduite depuis 2014. L'indice de la CIFP ne révèle aucune tendance apparente depuis 1998 dans l'une ou l'autre des zones. De même, l'indice synoptique du détroit d'Hécate ne montre aucune tendance forte, à l'exception d'une forte augmentation en 2021. La valeur de l'indice de 2021 est trop récente pour permettre l'ajustement du modèle et n'était pas appuyée par les données d'âge correspondantes.

Les ajustements du modèle aux données sur la composition des pêches et des relevés se trouvent aux figures 6 à 12. Le modèle prédit une abondance élevée dans le groupe d'âge des 70 ans et plus dans de nombreux relevés. La composition selon l'âge d'après la pêche et les relevés montre des poissons de plus de 70 ans dans quelques années, mais pas de manière aussi constante que prévu dans le modèle. Aucune série selon l'âge ne couvre la période allant des années 1980 à aujourd'hui pour éclairer l'épuisement durant la période où les prises de la pêche étaient les plus élevées. Outre ce comportement dans le groupe plus, aucune autre tendance systématique dans les données résiduelles sur la composition n'était manifeste (figures 13 à 14) et la distribution des valeurs résiduelles était approximativement gaussienne (figure 15). Une valeur élevée de la mortalité naturelle a quelque peu amélioré les valeurs résiduelles dans le groupe plus. Cependant, lorsqu'elle est estimée dans SS3, la mortalité naturelle élevée coïncidait également avec une grande biomasse de stock peu pêchée, ce qui n'était pas considéré comme étant réaliste (annexe D.6).

Les âges moyens correspondants (calculés à partir de la composition selon l'âge) dans le RPFd et le relevé de la CIFP indiquent une tendance à la baisse depuis 2003 (figure 16). L'âge moyen peut diminuer pour diverses raisons, y compris une augmentation de la mortalité qui réduit la survie des poissons jusqu'à un âge avancé ou une augmentation du recrutement qui se traduit par une structure de population composée d'un plus grand nombre de jeunes poissons. Compte tenu de l'indice du RPFd en augmentation et du fait que les prises des pêches commerciales ont diminué, le modèle infère qu'il y a eu un recrutement important dans les classes d'âge (recrutement à l'âge 0 au début des années 2000) qui sont sélectionnées par le RPFd et le relevé de la CIFP (figure 28 ; voir aussi la section 4.3.1.2). Le recrutement récent (depuis 2010) qui serait détecté dans la composition selon l'âge du relevé synoptique dans le détroit d'Hécate devrait être plus faible. La comparaison des deux échantillons d'âge montre des poissons plus gros dans l'échantillon de 2021 par rapport à l'échantillon de 2005 (figure 12). Il y a également moins de petits poissons dans la composition selon la longueur de 2021 par rapport aux années précédentes (figure A.4 en annexe).

Les fonctions plafonnées de la sélectivité ont été estimées pour les relevés et les pêches et n'ont pas changé de façon considérable entre les MO (figure 18). La sélectivité selon l'âge de 50 % pour le RPFd était d'environ 20 ans (tableau 3). Le relevé de la CIFP capture des poissons légèrement plus âgés, avec une sélectivité de 50 % à environ 22 ans. D'autres engins de la pêche commerciale et des relevés synoptiques au chalut du détroit d'Hécate ont capturé des poissons plus petits que dans le RPFd et le relevé de la CIFP.

Les ajustements au poids moyen provenant de la pêche commerciale se trouvent à la figure 17. Il y a plus de variabilité interannuelle dans les valeurs moyennes de la pêche au chalut que dans la pêche à la ligne et l'hameçon. Des poids moyens plus élevés dans la pêche au chalut

signifient que des poissons plus gros sont capturés par rapport à la pêche à la ligne et l'hameçon (tableau 3).

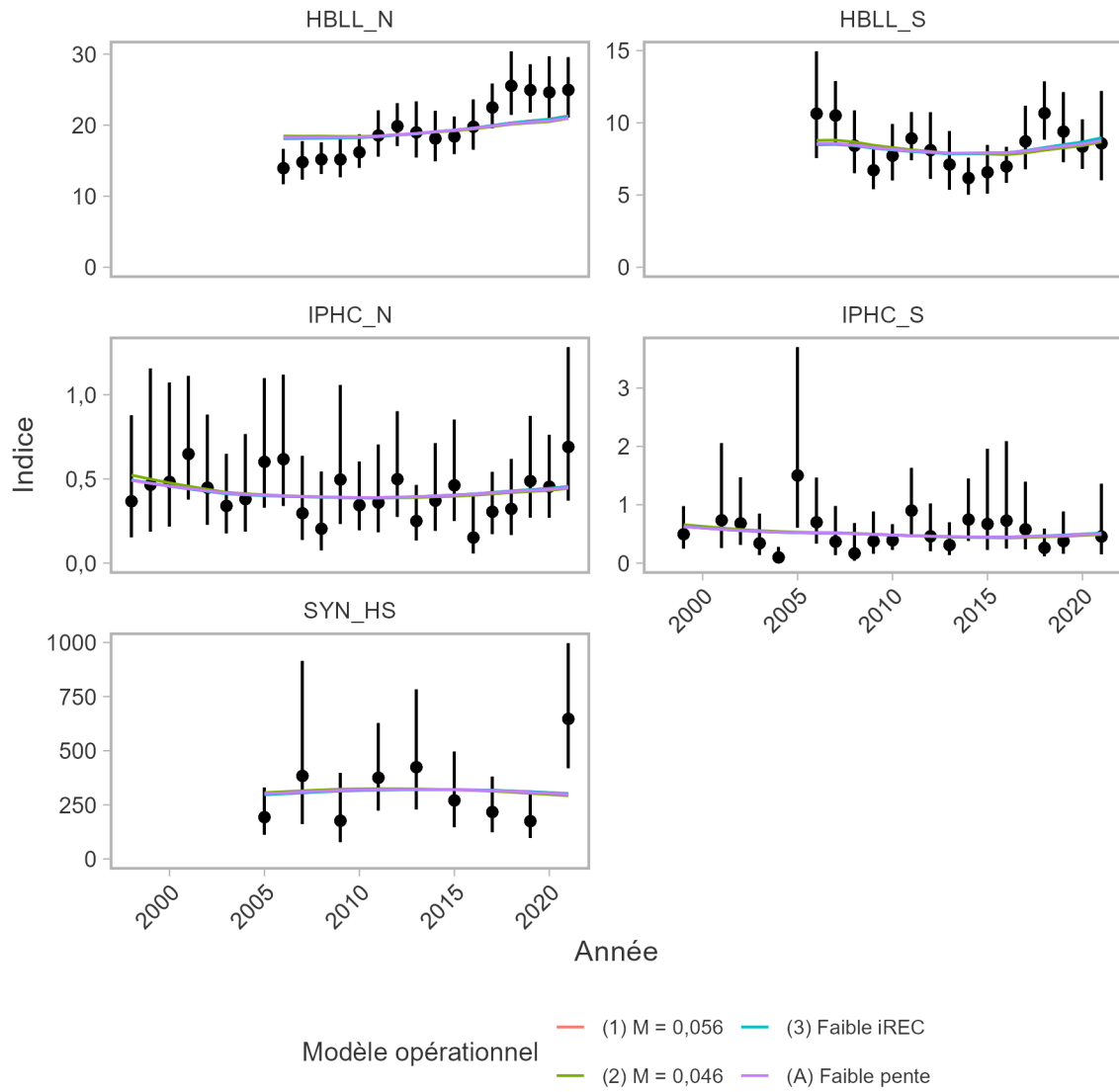


Figure 5. Ajustements de la densité a posteriori maximale (DPM) aux indices d'abondance par MO. Les points représentent la moyenne de l'indice et les segments de ligne représentent l'erreur-type multipliée par 2. Les lignes noires représentent les valeurs prévues par le modèle.

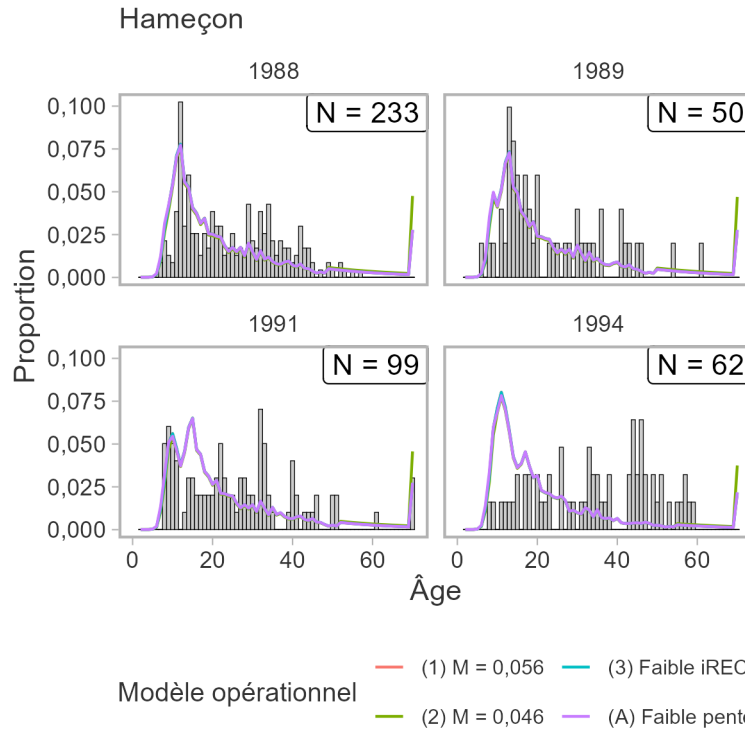


Figure 6. Ajustements de la densité a posteriori maximale (DPM) aux données sur la composition selon l'âge pour la pêche à la ligne et l'hameçon dans les quatre MO, en montrant les proportions observées (barres) et estimées (lignes). La taille des échantillons ( $N$ ) est le nombre d'échantillons selon l'âge pour l'année correspondante.

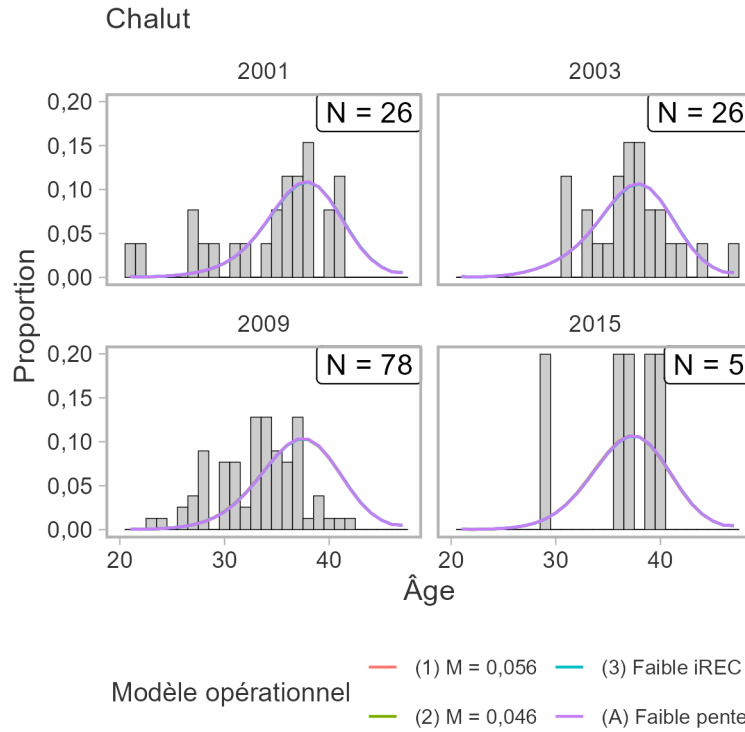


Figure 7. Ajustements de la densité a posteriori maximale (DPM) aux données sur la composition selon la longueur pour la pêche au chalut dans les quatre MO, en montrant les proportions observées (barres) et estimées (lignes). La taille des échantillons ( $N$ ) est le nombre d'échantillons selon l'âge pour l'année correspondante.



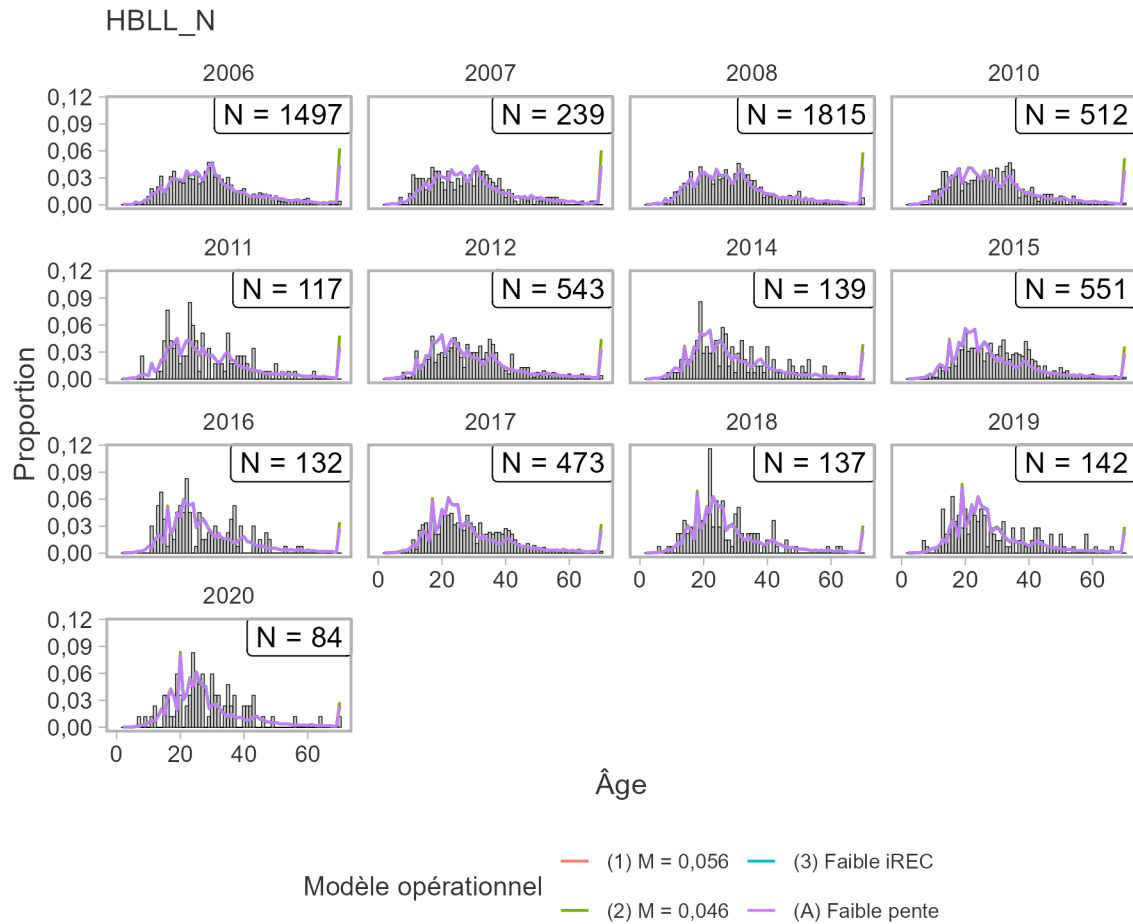


Figure 8. Ajustements de la densité a posteriori maximale (DPM) aux données sur la composition selon l'âge pour le RPFd nord dans les quatre MO, en montrant les proportions observées (barres) et estimées (lignes). La taille des échantillons (N) est le nombre d'échantillons selon l'âge pour l'année correspondante, mais elle a été pondérée à la baisse dans la fonction de vraisemblance multinomiale.

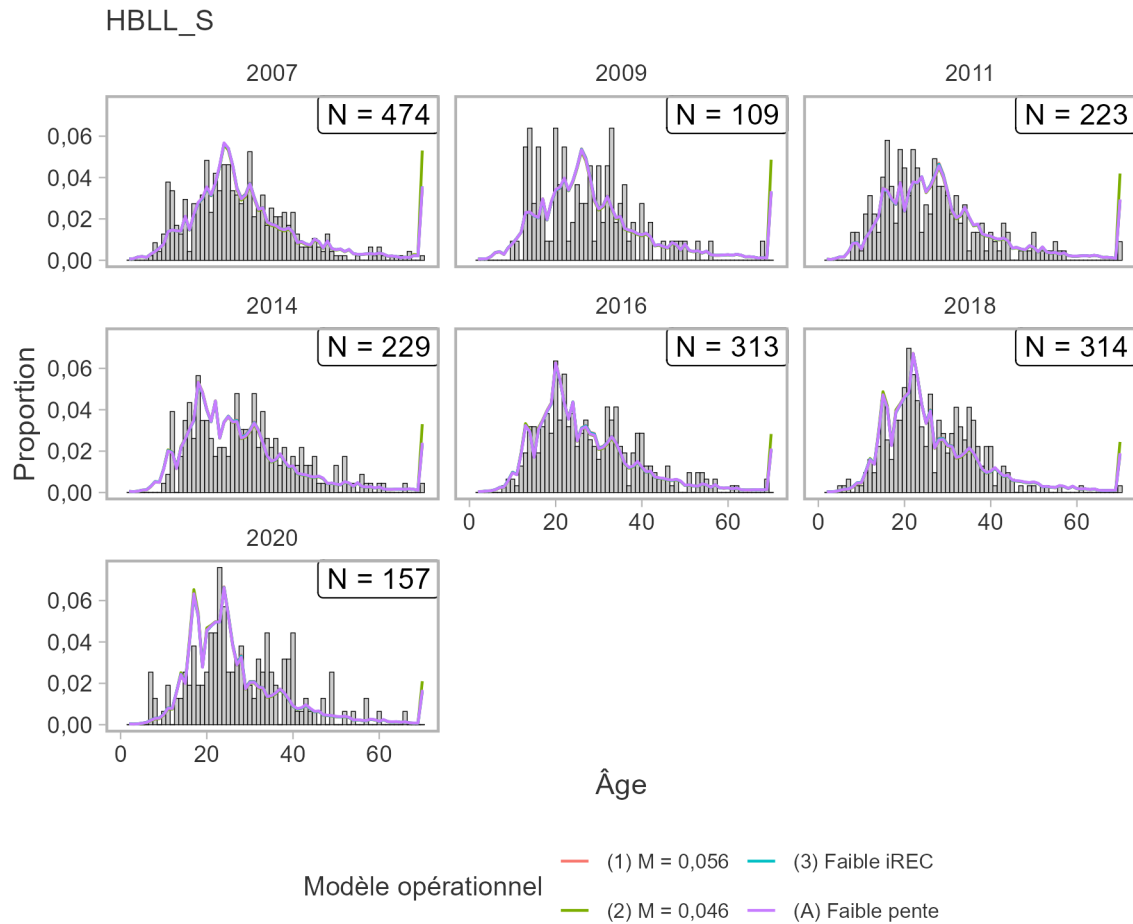


Figure 9. Ajustements de la densité a posteriori maximale (DPM) aux données sur la composition selon l'âge pour le RPF sud dans les quatre MO, en montrant les proportions observées (barres) et estimées (lignes). La taille des échantillons (N) est le nombre d'échantillons selon l'âge pour l'année correspondante, mais elle a été pondérée à la baisse dans la fonction de vraisemblance multinomiale.

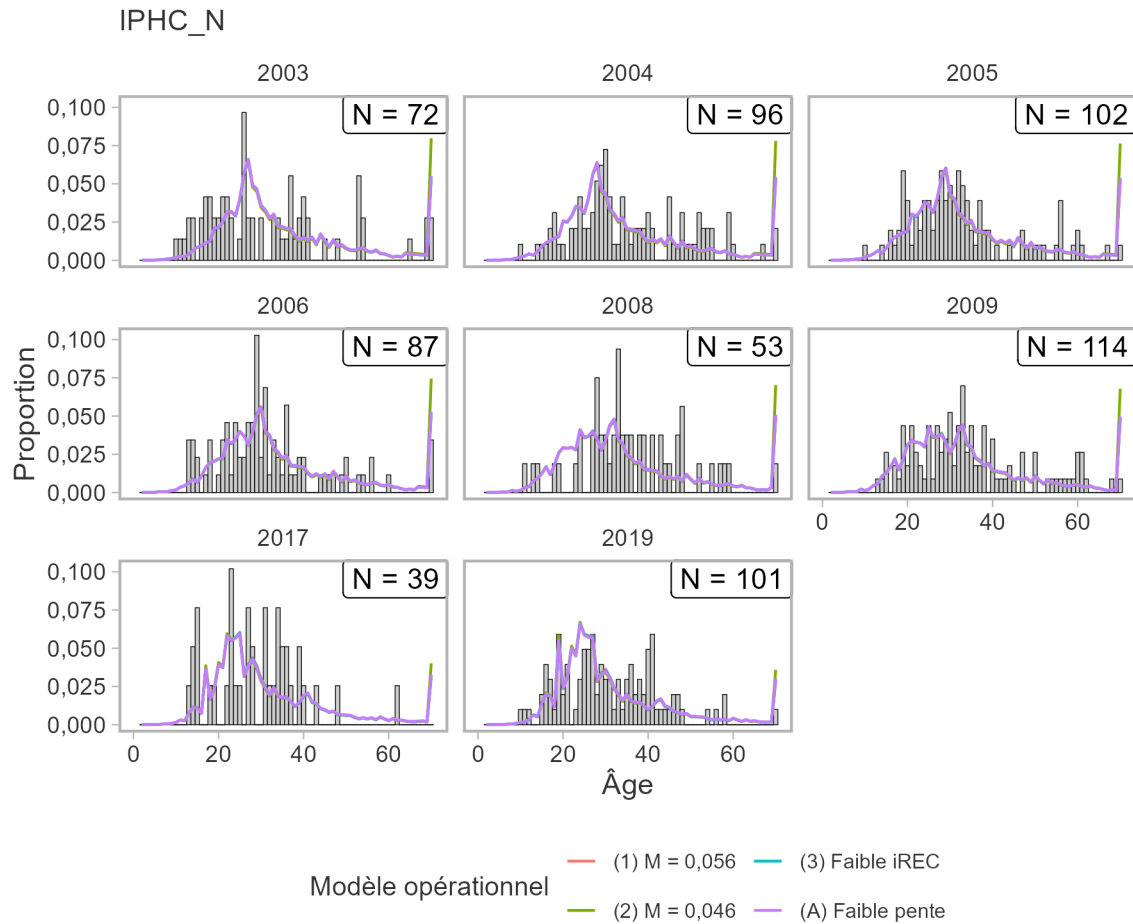


Figure 10. Ajustements de la densité a posteriori maximale (DPM) aux données sur la composition selon l'âge de l'enquête pour le relevé de la CIFP nord dans les quatre MO, en montrant les proportions observées (barres) et estimées (lignes). La taille des échantillons (N) est le nombre d'échantillons selon l'âge pour l'année correspondante, mais elle a été pondérée à la baisse dans la fonction de vraisemblance multinomiale.

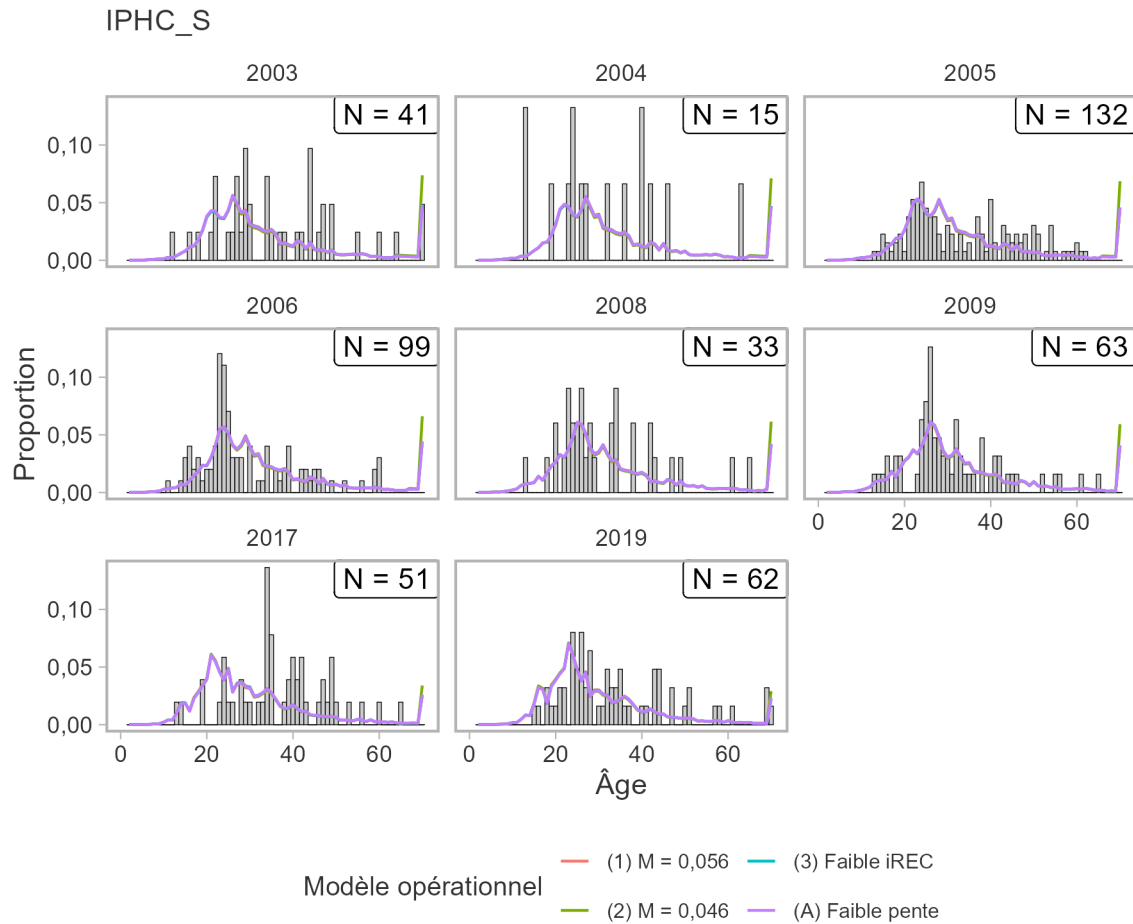


Figure 11. Ajustements de la densité a posteriori maximale (DPM) aux données sur la composition selon l'âge pour le relevé de la CIFP sud dans les quatre MO, en montrant les proportions observées (barres) et estimées (lignes). La taille des échantillons (N) est le nombre d'échantillons selon l'âge pour l'année correspondante.

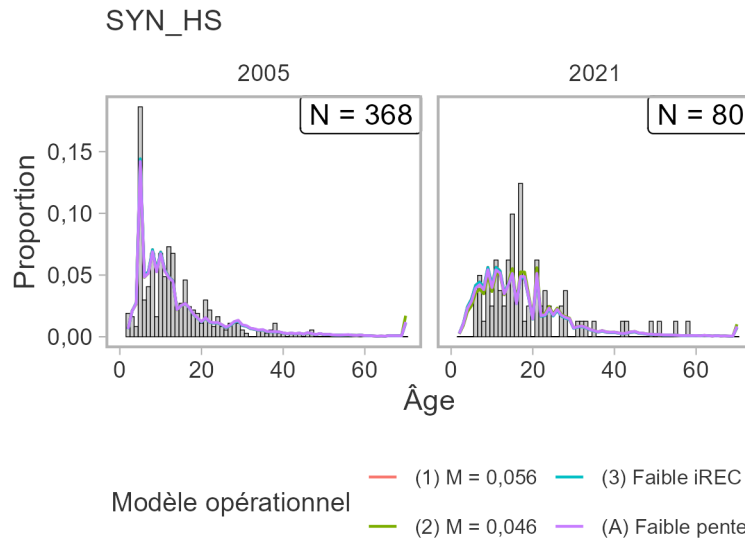


Figure 12. Ajustements de la densité a posteriori maximale (DPM) aux données sur la composition selon l'âge pour le relevé synoptique du détroit d'Hécate dans les quatre MO, en montrant les proportions observées (barres) et estimées (lignes). La taille des échantillons (N) est le nombre d'échantillons selon l'âge pour l'année correspondante.

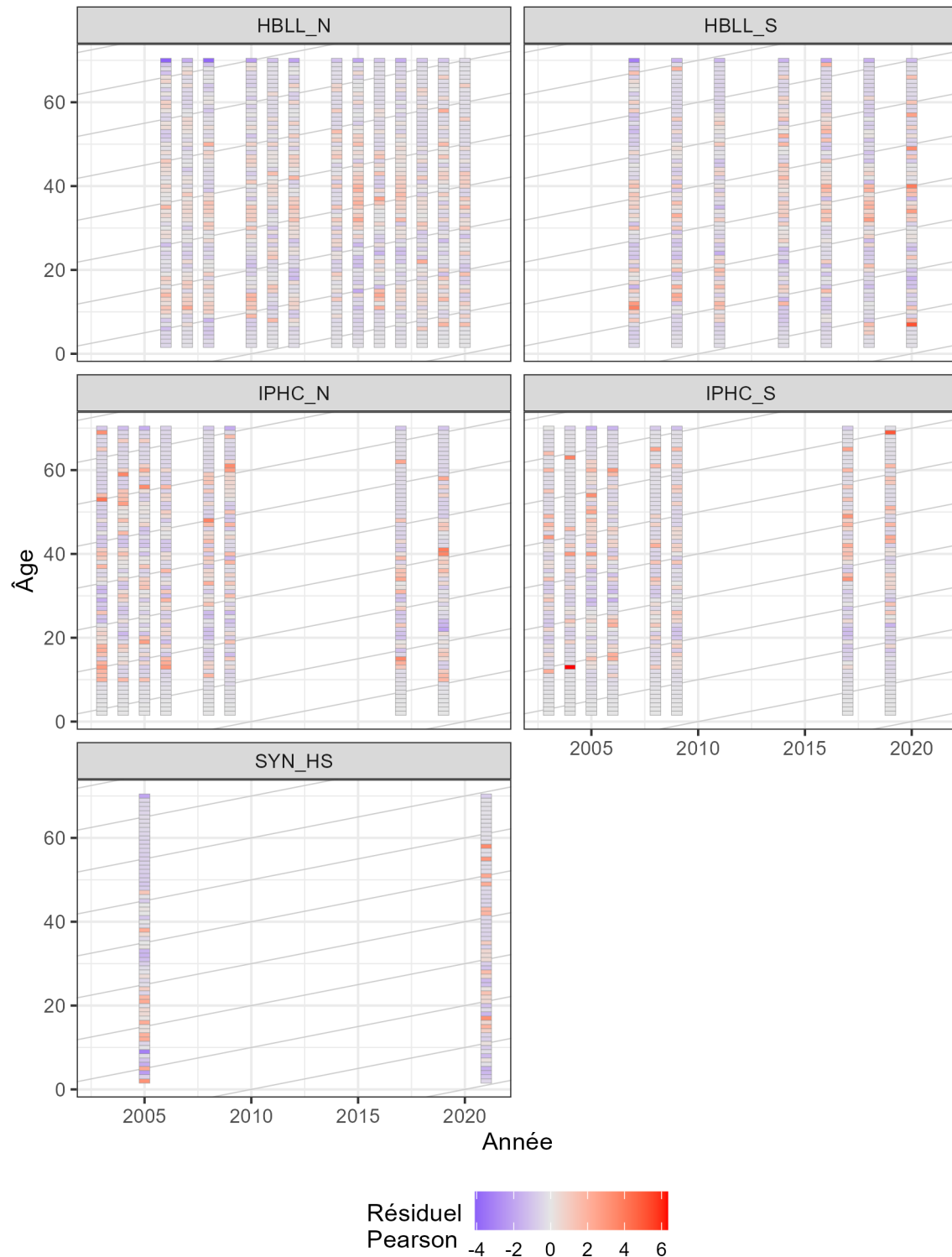


Figure 13. Valeurs résiduelles de Pearson dans les données sur la composition selon l'âge des relevés pour le conditionnement du MO 1. La couleur rouge indique que les proportions observées ont dépassé les proportions prévues, tandis que la couleur bleue indique que la proportion prévue a dépassé les valeurs observées. Les lignes diagonales en arrière-plan ont une pente de 1 pour faciliter le suivi au fil du temps des cohortes dans la structure selon l'âge.

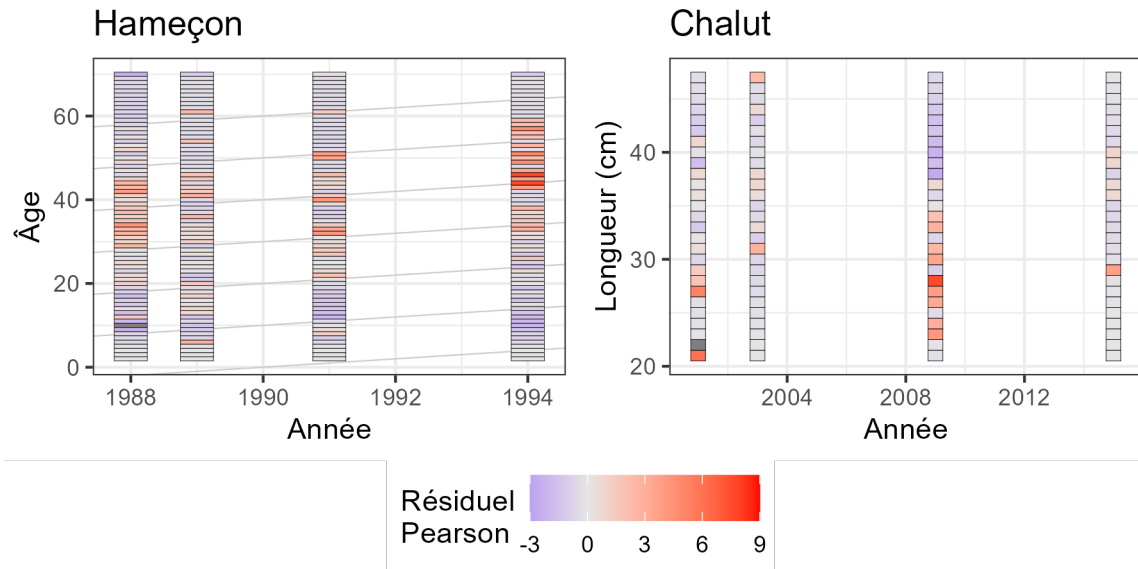


Figure 14. Valeurs résiduelles de Pearson dans les données sur la composition selon l'âge et selon la longueur de la pêche pour le conditionnement du MO 1. La couleur rouge indique que les proportions observées ont dépassé les proportions prévues, tandis que la couleur bleue indique que la proportion prévue a dépassé les valeurs observées. Les lignes diagonales en arrière-plan ont une pente de 1 pour faciliter le suivi au fil du temps des cohortes dans la structure selon l'âge.

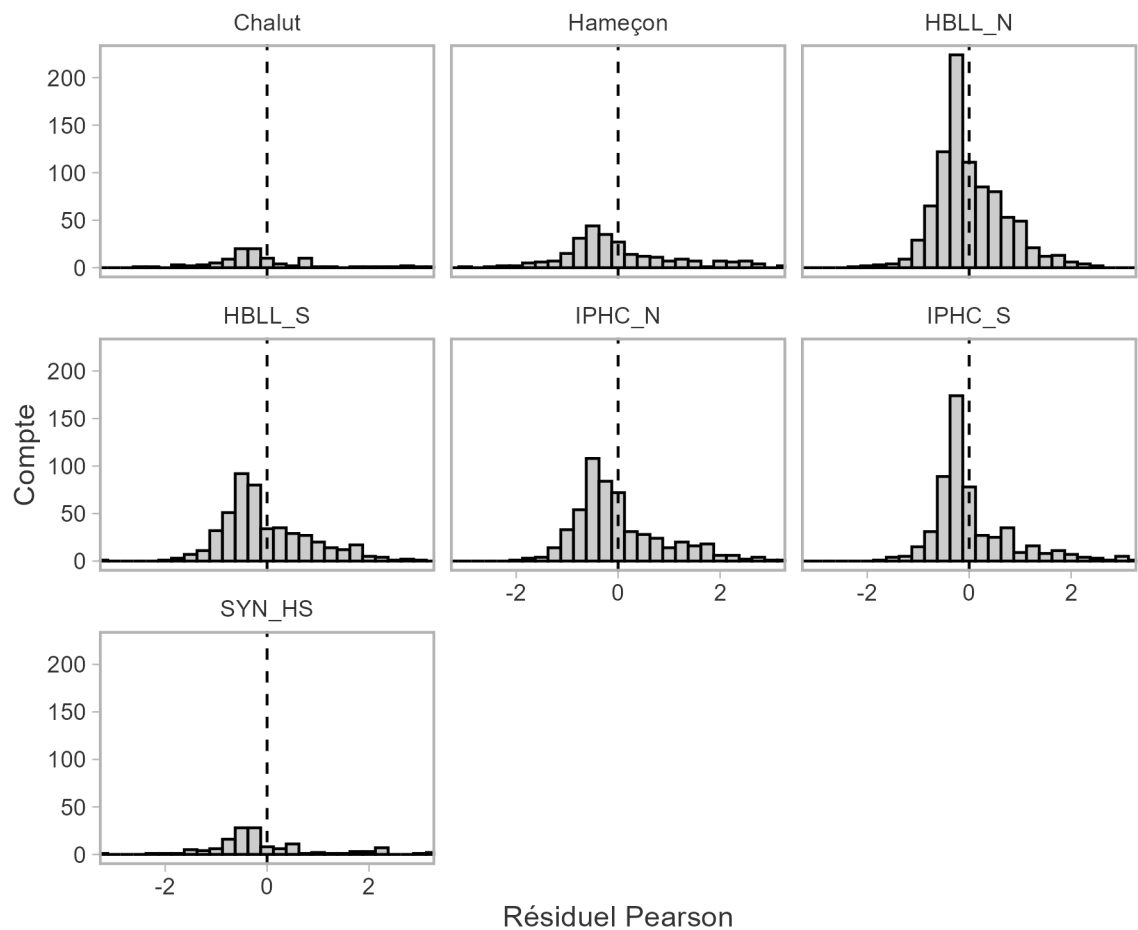


Figure 15. Histogramme des valeurs résiduelles de Pearson dans les données sur la composition des relevés et des pêches pour le conditionnement du MO 1. On s'attend à ce que les valeurs résiduelles de Pearson aient une distribution gaussienne. La ligne pointillée verticale indique zéro sur l'axe des x.



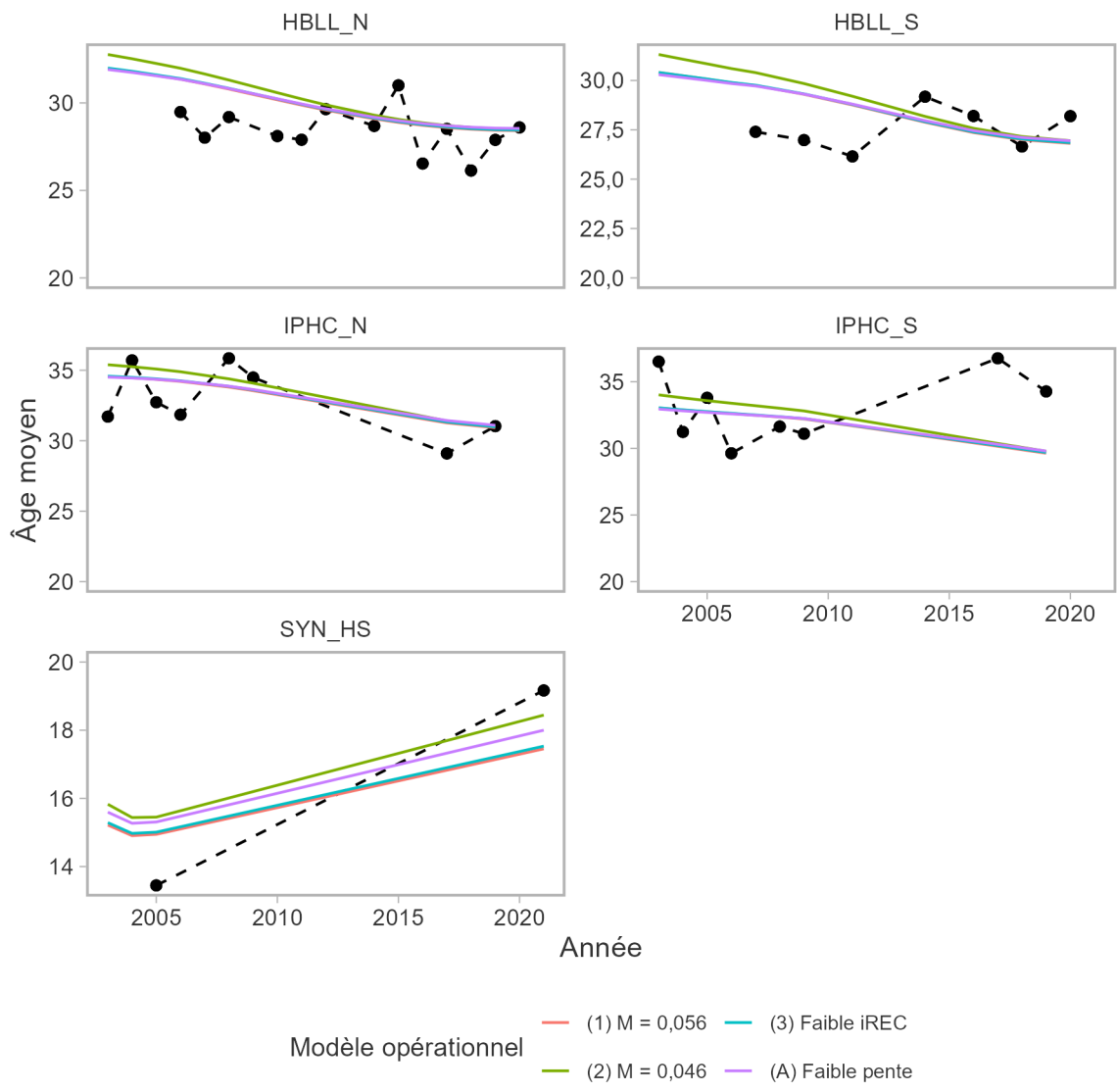


Figure 16. Âge moyen observé (lignes noires) et prévu (points de couleur) dans la composition selon l'âge du relevé. Ces valeurs n'ont pas été utilisées pour l'ajustement du modèle, mais peuvent être utilisées pour résumer et évaluer les tendances au fil du temps de la composition selon l'âge.

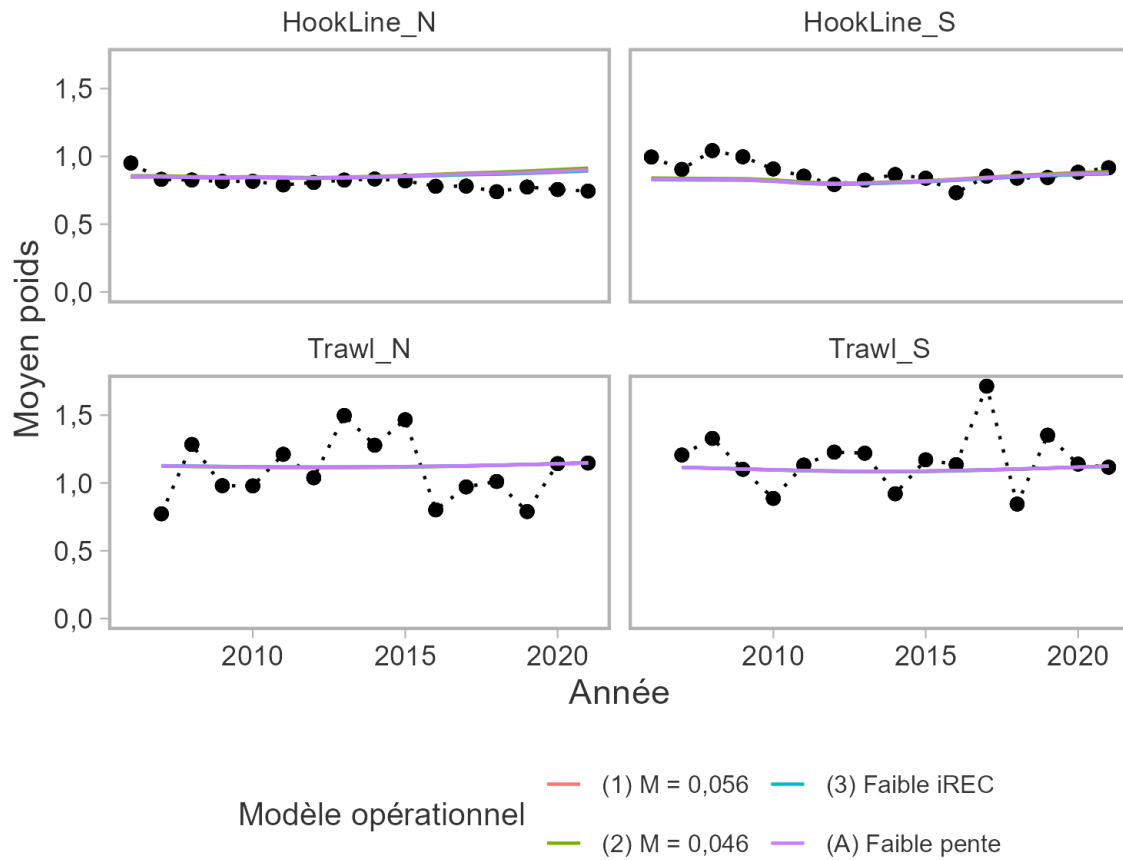


Figure 17. Poids moyens observés (lignes noires) et prévus (points de couleur) dans la pêche commerciale. Ces séries de données sont calculées à partir du poids des prises et des pièces (nombres) des voyages de pêche, et non à partir d'échantillons biologiques individuels.

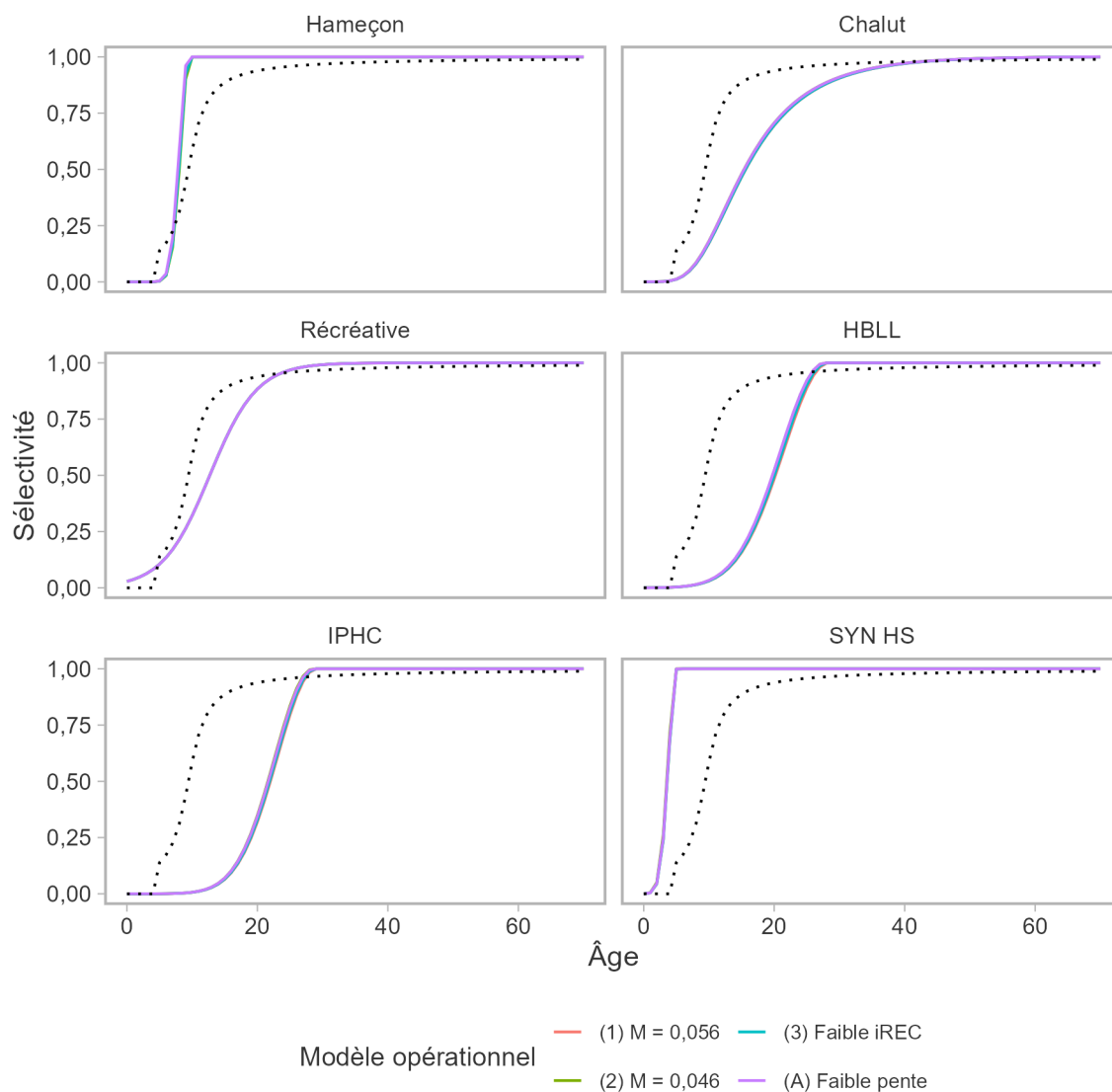


Figure 18. Sélectivité selon l'âge (lignes colorées) à la densité a posteriori maximale (DPM) du modèle SS3 pour les pêches et les relevés. La sélectivité de la pêche au chalut a été estimée en unités de longueur et a été convertie en un équivalent basé sur l'âge pour faciliter la comparaison. À des fins de comparaison, la ligne pointillée représente la maturité selon l'âge.

Tableau 3. Moyenne a posteriori et écart-type de l'âge de sélectivité à 50 et 95 % dans le MO 1. La sélectivité des prises de la pêche récréative était fixée ; par conséquent, l'écart-type est nul.

Engin	$a_{50}$	$a_{95}$
Hameçon	7,9 (0,4)	9,2 (0,5)
Chalut	15,6 (0,3)	35,4 (0,8)
Récréative	12,7 (0)	23,3 (0)
RPFD	20 (0,7)	26 (0,9)
CIFP	21,9 (0,7)	27,1 (0,9)
SYN DH	3,5 (0,2)	4,8 (0,3)

---

#### 4.3.1.2. Estimations historiques

Dans tous les MO, on estime que la biomasse reproductrice en 2021 était probablement au-dessus du PRL et du PRS (avec une probabilité supérieure à 95 %, figure 19). En ce qui a trait à la biomasse moyenne non pêchée, le stock était également très probablement supérieur à 0,2 et 0,4  $B_0$ .

Le stock variait de 1,64  $B/B_{RMD}$  (0,48  $B/B_0$ ) dans le MO M faible à 2,02  $B/B_{RMD}$  (0,59  $B/B_0$ ) dans le MO avec la valeur M la plus élevée (tableau 4). Le  $B/B_{RMD}$  et  $B/B_0$  estimé en 2021 est plus faible dans les MO (2) et (A) lorsque la mortalité naturelle et la pente sont plus faibles, respectivement (figure (Figure 20 et tableau 4). La taille absolue du stock dépend du MO, la taille du stock déduite étant plus importante dans les MO (1) et (A) (figure 21). Un stock légèrement inférieur est estimé pour le MO (3) par rapport au MO (1). (La comparaison de la magnitude absolue des points de référence  $B_{RMD}$  et  $B_0$  peut être vue dans la figure 22).

Tous les modèles ont déduit des tendances similaires pour la biomasse du stock au fil du temps, avec les diminutions les plus importantes de la fin des années 1980 jusqu'aux années 2000, suivies d'une tendance plus stable et légèrement à la hausse depuis lors (figures 21-23). Selon les estimations, le stock n'a historiquement jamais été inférieur à  $B_{RMD}$  (figures 24 and 25). De même, le stock n'a jamais été estimé à moins de 0,4  $B_0$ .

Les fortes baisses se sont produites pendant une période de forte mortalité par pêche (figures 26-27). L'annexe G présente une comparaison des taux de mortalité estimés à partir des courbes de prises avec les compositions selon l'âge du RPFd et du relevé de la CIFP.

Un recrutement élevé au début des années 2000 a été prévu en fonction de la tendance à la baisse de l'âge moyen et de l'augmentation de l'indice du RPFd (figure 28). Le modèle prévoit qu'une proportion majoritaire du recrutement sur l'ensemble de la côte s'établit dans le nord (figure 29). Par conséquent, on estime que l'abondance du stock est plus élevée dans le nord. Depuis le début des années 2000, le stock a augmenté au nord tout en demeurant plus constant au sud (figures 21). Ces tendances sont éclairées par les valeurs de l'indice du RPFd entre les deux zones (figure 5).

L'évaluation de 2011 a utilisé un modèle de production excédentaire avec une courbe de rendement symétrique, c'est-à-dire  $B_{RMD}$  à 0,5  $B/B_0$  (Yamanaka et al. 2011). En revanche, les courbes de rendement sont généralement désaxées vers la droite dans les modèles structurés selon l'âge, c'est-à-dire que  $B_{RMD}$  est à environ 30 %  $B/B_0$  (figure 30). Les courbes de rendement liées à la mortalité par pêche sont présentées à la figure 31 afin d'éclairer la politique de récolte et d'autres objectifs de pêche.

Le PRL de 0,4  $B_{RMD}$  représente un état de faible biomasse où l'on s'attend à ce que la structure selon l'âge soit sévèrement tronquée parce que moins de poissons survivent jusqu'à un âge avancé. Les compositions selon l'âge observées dans le RPFd et le relevé de la CIFP en 2020 et 2019, respectivement, ont été comparées à la structure d'âge à l'équilibre attendue au PRL. La structure selon l'âge observée contenait davantage de poissons plus âgés (30 ans et plus) que prévu au PRL (figure 32). En d'autres termes, la branche descendante de la structure selon l'âge observée diminue plus lentement que prévu au PRL, ce qui indique une survie plus élevée que prévu au PRL, et il y a des poissons dans le groupe plus dans les deux relevés. Bien que le PRL soit défini relativement à la biomasse, les profils de structure selon l'âge peuvent fournir un aperçu complémentaire des conditions nécessaires pour déterminer si le stock est inférieur au PRL, c'est-à-dire que la structure selon l'âge devrait être plus sévèrement tronquée au-delà de ce qui est actuellement observé dans le RPFd.

---

L'analyse rétrospective a permis de déterminer si les estimations historiques du modèle étaient cohérentes, car les données des dernières années sont exclues. Si les estimations de la biomasse divergent systématiquement et sensiblement à mesure que davantage d'années de données sont supprimées, cela pourrait indiquer un problème dans la structure du modèle. Avec jusqu'à 7 années de données extraites du modèle, il y avait une certaine tendance rétrospective quant à la biomasse reproductrice et à l'épuisement (figure 33). La statistique du rho de Mohn était négative, ce qui indique que la biomasse et l'épuisement deviennent plus faibles à mesure que davantage de données sont exclues, ou que les deux augmentent systématiquement à l'avenir, indépendamment des tendances des stocks.

L'ampleur du rho de Mohn était inférieure à 0,20, ce qui ne semblait pas présenter de préoccupation majeure. Les analyses de simulation ont montré que certains profils rétrospectifs peuvent encore persister dans des modèles bien définis (Hurtado-Ferro *et al.* 2014). On peut également s'attendre à certains profils rétrospectifs s'il existe une série chronologique courte et récente de données, par exemple, la composition selon l'âge provenant du relevé du détroit d'Hécate au cours de deux années récentes (2005 et 2021). Si elles sont particulièrement informatives sur les tendances des stocks, on peut s'attendre à ce que les estimations du modèle divergent lorsque ces données sont supprimées au cours de l'analyse rétrospective.

Tableau 4. Estimations du RMD et des points de référence sans exploitation, de la biomasse féconde ( $B$ ) et de la mortalité par pêche ( $F$ ) en 2021, et ratios correspondants. Les valeurs des paramètres indiquent la moyenne a posteriori et écart-type, et les probabilités d'état sont calculées sur 200 échantillons a posteriori. La colonne MO de référence indique la médiane avec pondération égale entre les trois modèles opérationnels de référence (désignés par des chiffres).

Variable	(1) M = 0,056	(2) M = 0,046	(3) Faible iREC	(A) Faible pente	MO de référence
$B_{2021}/B_{RMD}$	2.02 (0.15)	1.64 (0.11)	2.02 (0.15)	1.65 (0.12)	1,930
$B_{2021}/B_0$	0.59 (0.043)	0.48 (0.0336)	0.59 (0.0453)	0.59 (0.0444)	0,570
$B_{RMD}$	1824.04 (125.32)	1600.34 (63.18)	1652.94 (123.38)	2368.76 (167.99)	1 725,340
$B_0$	6195.5 (421.45)	5424.56 (210.1)	5634.01 (416.1)	6660.73 (469.04)	5 862,390
$B_{2021}$	3696.77 (496.38)	2633.92 (267.25)	3363.03 (490.38)	3932.27 (559.29)	3 347,620
$F_{RMD}$	0.064 (0.0029)	0.055 (0.0016)	0.063 (0.0025)	0.039 (0.0013)	0,062
$F_{2021}/F_{RMD}$	0.33 (0.0398)	0.54 (0.0527)	0.32 (0.0438)	0.51 (0.0666)	0,380
$F_{2021}$	0.021 (0.0029)	0.03 (0.0032)	0.02 (0.0031)	0.02 (0.0029)	0,023
RMD	126.73 (8.26)	92.46 (3.35)	115.16 (8.12)	98.64 (6.69)	115,270
PRL	729.62 (50.13)	640.14 (25.27)	661.18 (49.35)	947.5 (67.2)	690,140
PRS	1459.23 (100.26)	1280.27 (50.55)	1322.36 (98.7)	1895.01 (134.39)	1 380,270
$PRL/B_0$	0.12 (0.0002)	0.12 (0.0002)	0.12 (0.0002)	0.14 (0.0001)	0,120
$PRS/B_0$	0.24 (0.0003)	0.24 (0.0004)	0.23 (0.0003)	0.28 (0.0003)	0,240
$R_0$	619.14 (42.12)	390.44 (15.12)	563.03 (41.58)	665.64 (46.87)	547,940
$P(B_{2021} > 0.4B_{RMD})$	1	1	1	1	1,000
$P(B_{2021} > 0.8B_{RMD})$	1	1	1	1	1,000
$P(B_{2021} > 0.2B_0)$	1	1	1	1	1,000
$P(B_{2021} > 0.4B_0)$	1	1	1	1	1,000
$P(F_{2021} < F_{RMD})$	1	1	1	1	1,000

---

	0.4 $B_{RMD}$	0.8 $B_{RMD}$	0.2 $B_0$	0.4 $B_0$
(1) $M = 0,056$	>0.99	>0.99	>0.99	>0.99
(2) $M = 0,046$	>0.99	>0.99	>0.99	>0.99
(3) Faible iREC	>0.99	>0.99	>0.99	>0.99
(A) Faible pente	>0.99	>0.99	>0.99	>0.99

Figure 19. Probabilité que la biomasse reproductrice de 2021 soit supérieure au PRL ( $0,4 B_{RMD}$ ), au PRS ( $0,8 B_{RMD}$ ), ainsi qu'à  $0,2$  et  $0,4 B_0$  des quatre MO. Les probabilités sont calculées à partir de 200 échantillons a posteriori.

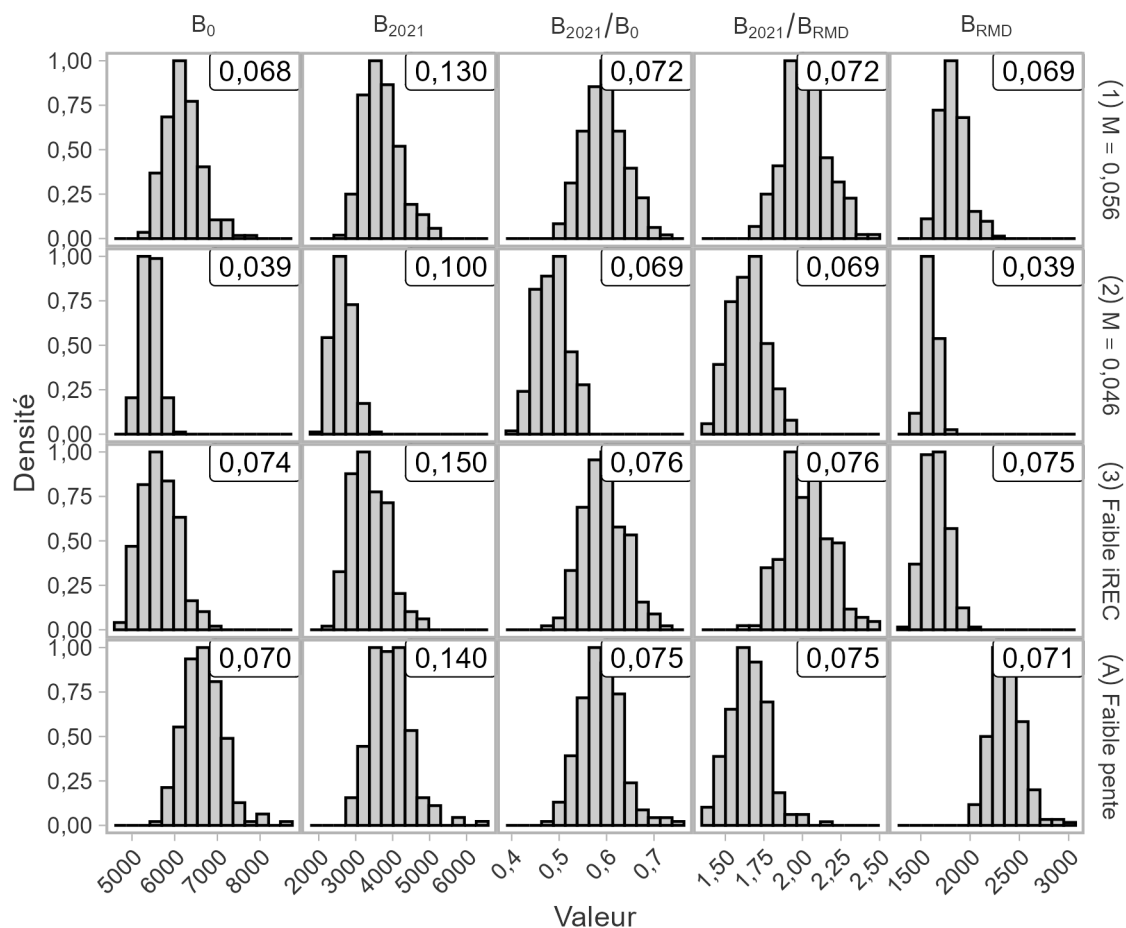


Figure 20. Distribution a posteriori de la biomasse reproductrice en 2021 ( $B_{2021}$ ), ainsi que  $B_{RMD}$ ,  $B_0$ , et les ratios correspondants pour les MO des ensembles de référence et de robustesse. Les nombres dans les panneaux correspondants représentent le coefficient de variation, le rapport de l'écart-type avec la moyenne, et peuvent être utilisés pour comparer la précision des estimations.



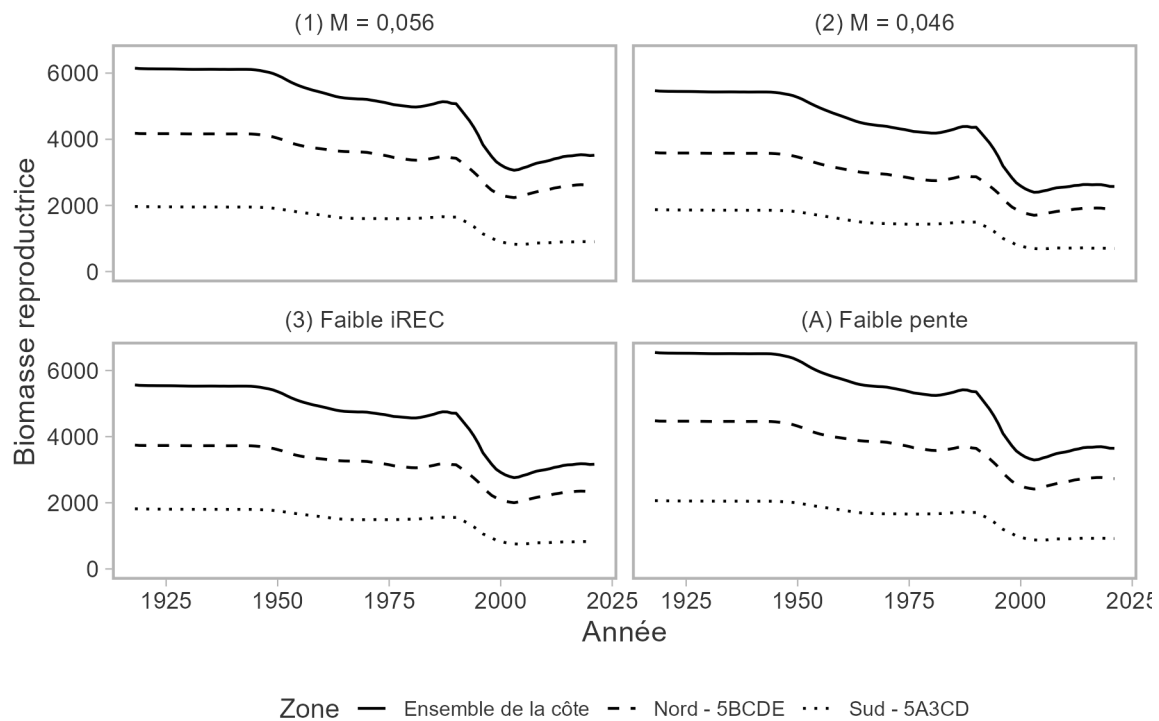


Figure 21. Estimations historiques de la biomasse reproductrice à la densité a posteriori maximale (DPM) pour les MO des ensembles de référence et de robustesse, par zone et pour l'ensemble de la côte.

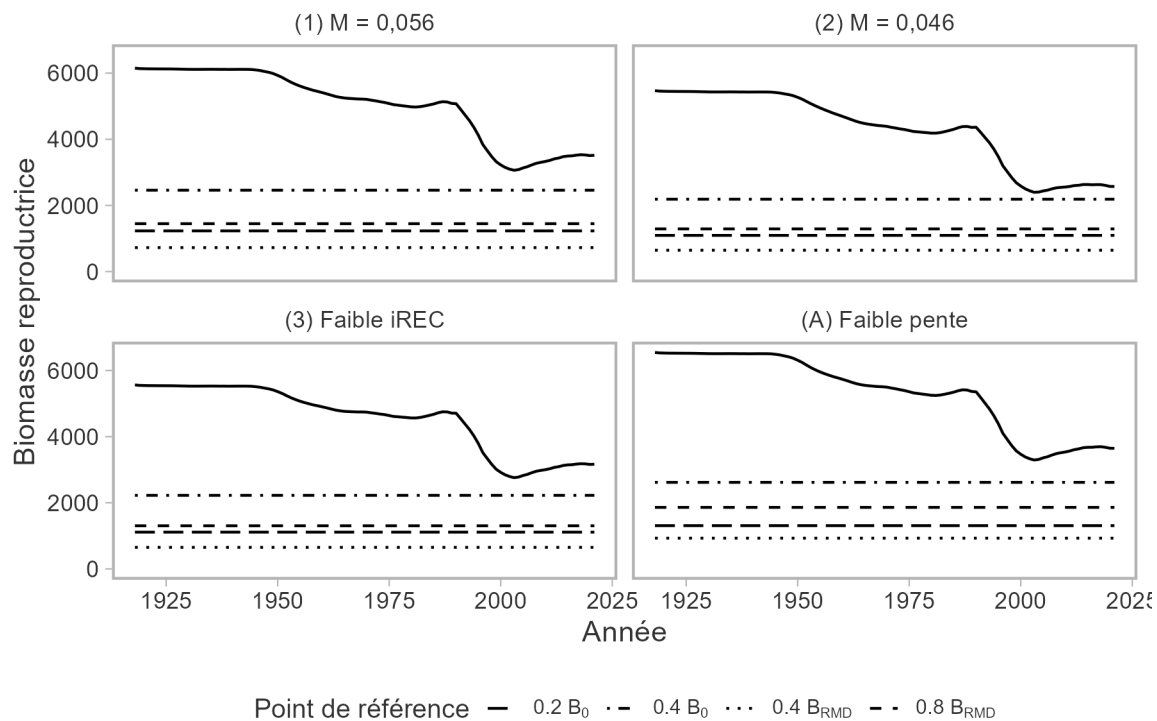


Figure 22. Estimations historiques de la biomasse reproductrice pour l'ensemble de la côte à la densité a posteriori maximale (DPM). Les lignes horizontales indiquent la valeur de quatre points de référence biologiques par type de ligne.

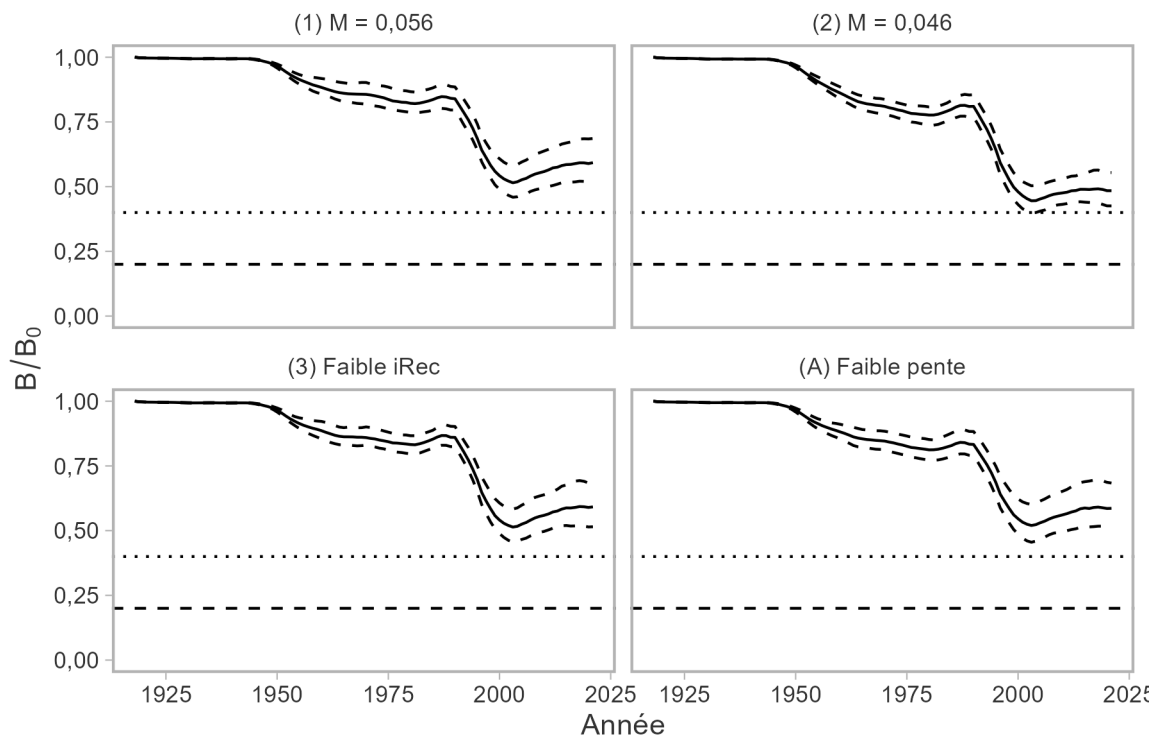


Figure 23. Trajectoire de la biomasse reproductrice (tonnes) par rapport à celle dans des conditions sans exploitation ( $B/B_0$ ) pour les MO des ensembles de référence et de robustesse. Les lignes pleines représentent les médianes a posteriori, et les lignes pointillées couvrent l'intervalle de confiance à 95 % entre les répétitions. Les lignes horizontales tiretées et pointillées représentent respectivement  $0,2 B_0$  et  $0,4 B_0$ .

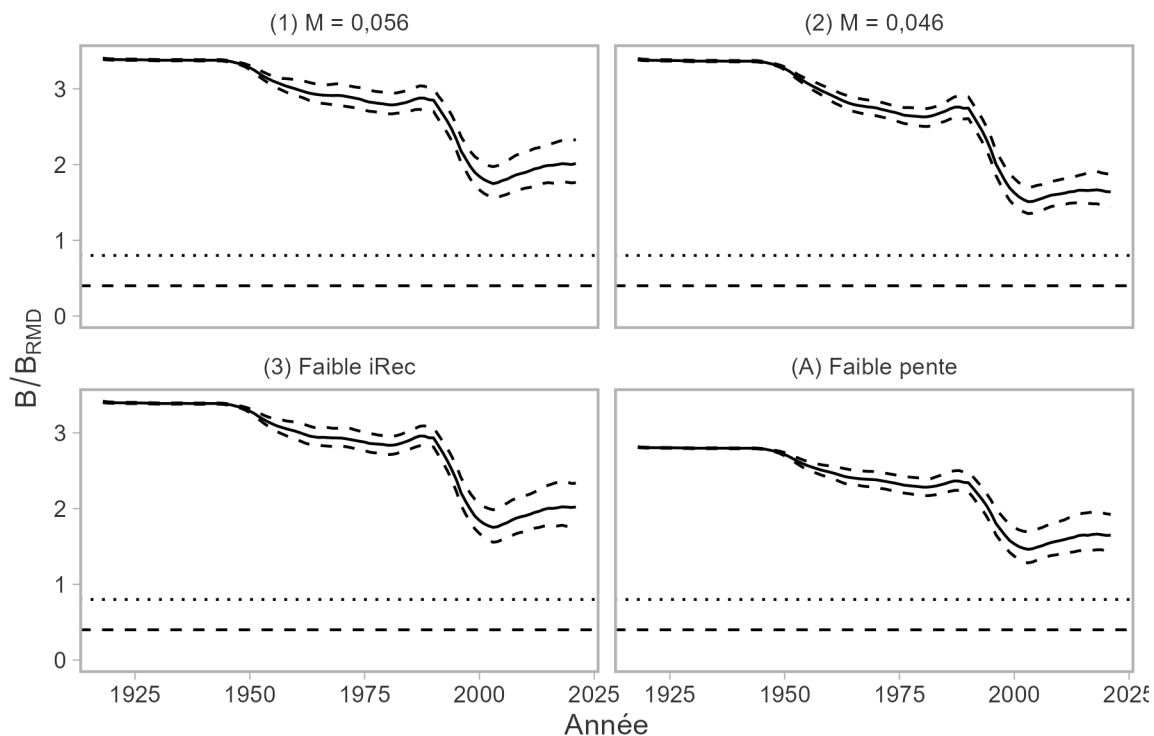


Figure 24. Trajectoire de la biomasse reproductrice par rapport à celle au RMD ( $B/B_{RMD}$ ) pour les MO de l'ensemble de référence et de l'ensemble de robustesse. Les lignes pleines représentent les médianes ; les ombrages gris foncé et gris pâle représentent les quantiles de 50 % et de 95 % dans les répétitions, respectivement. Les lignes horizontales tiretées et pointillées représentent respectivement le PRL ( $0,4 B_{RMD}$ ) et le PRS ( $0,8 B_{RMD}$ ).

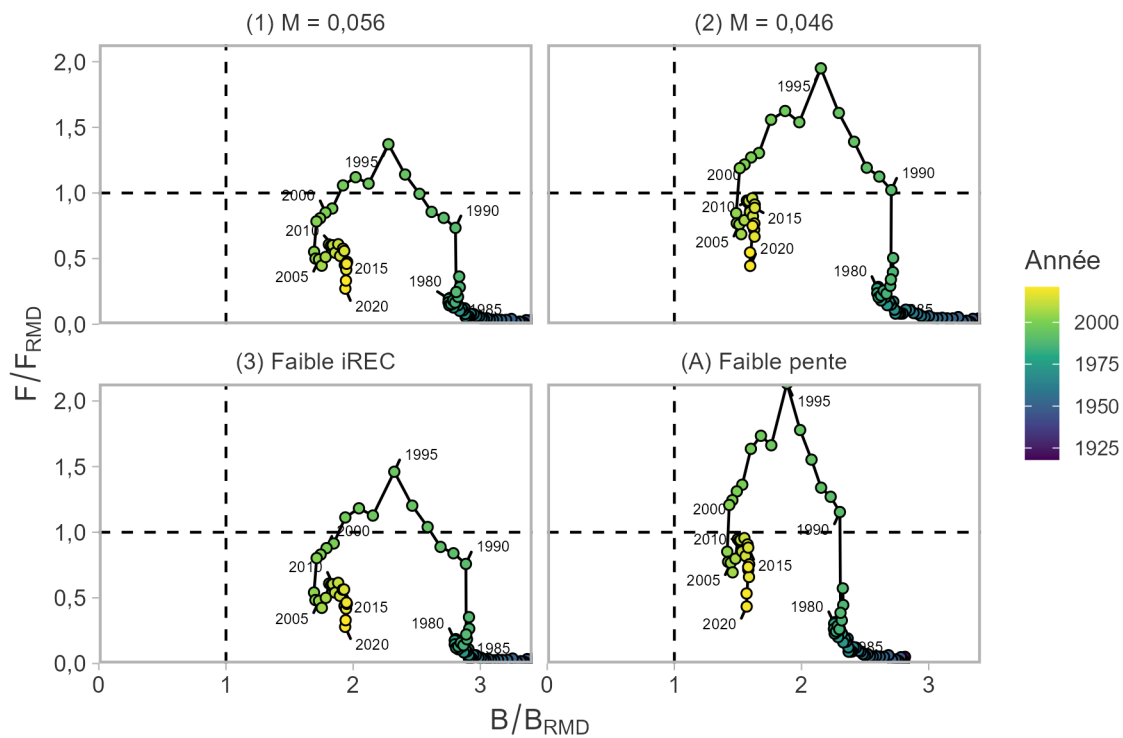


Figure 25. Diagramme de phase de Kobe montrant la trajectoire historique du stock en ce qui a trait à  $B/B_{RMD}$  et  $F/F_{RMD}$  pour les MO de référence et les MO de l'ensemble de robustesse à la densité a posteriori maximale. Les années sont indiquées en couleur.

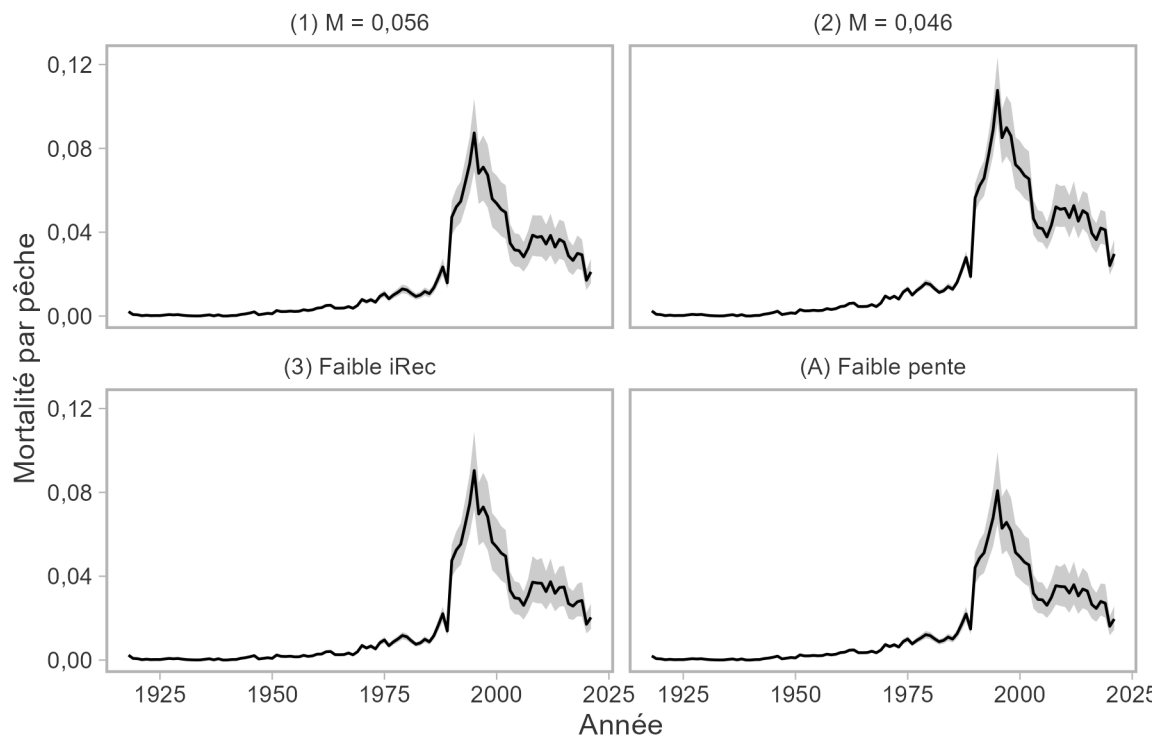


Figure 26. Séries chronologiques historiques de la mortalité par pêche pour les MO des ensembles de référence et de robustesse. Les lignes pleines représentent les médianes a posteriori, et les lignes pointillées couvrent l'intervalle de confiance à 95 % entre les répétitions.

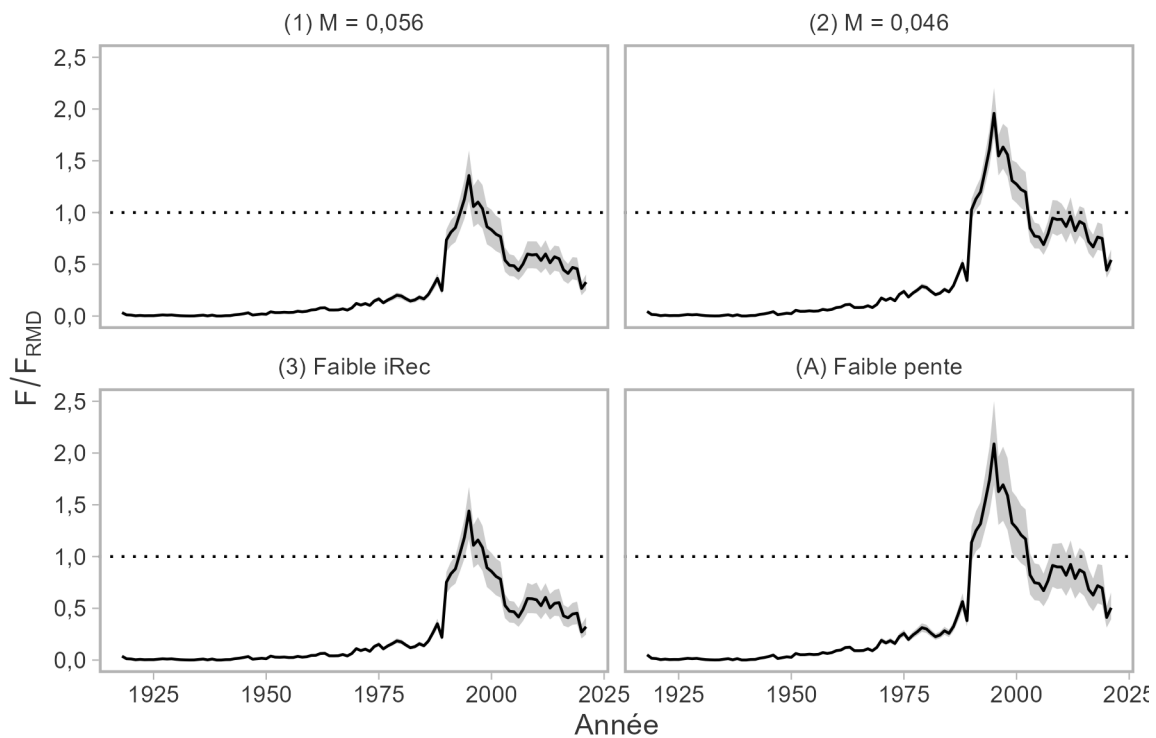


Figure 27. Séries chronologiques historiques  $F/F_{RMD}$  pour les MO des ensembles de référence et de robustesse. Les lignes pleines représentent les médianes a posteriori, et les lignes pointillées couvrent l'intervalle de confiance à 95 % entre les répétitions.

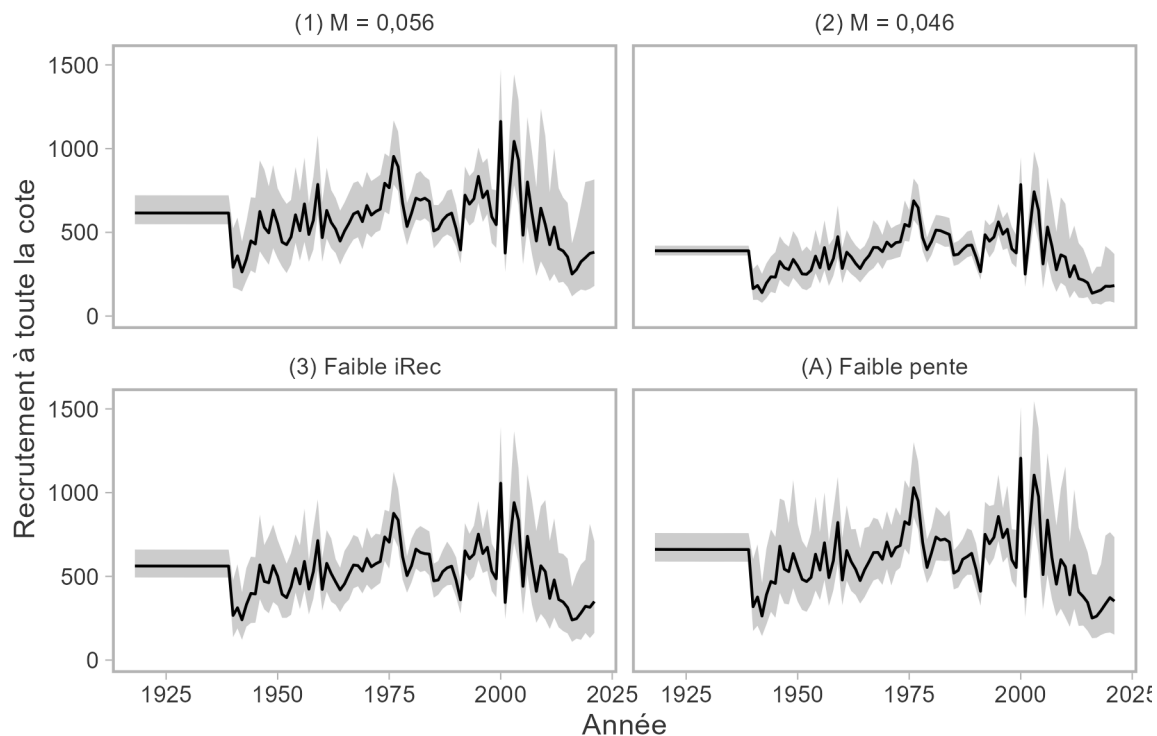


Figure 28. Les séries chronologiques historiques selon le recrutement sur l'ensemble de la côte (en unités de milliers de poissons) pour les MO des ensembles de référence et de robustesse. Les lignes pleines représentent les médianes a posteriori, et les lignes pointillées couvrent l'intervalle de confiance à 95 % entre les répétitions.



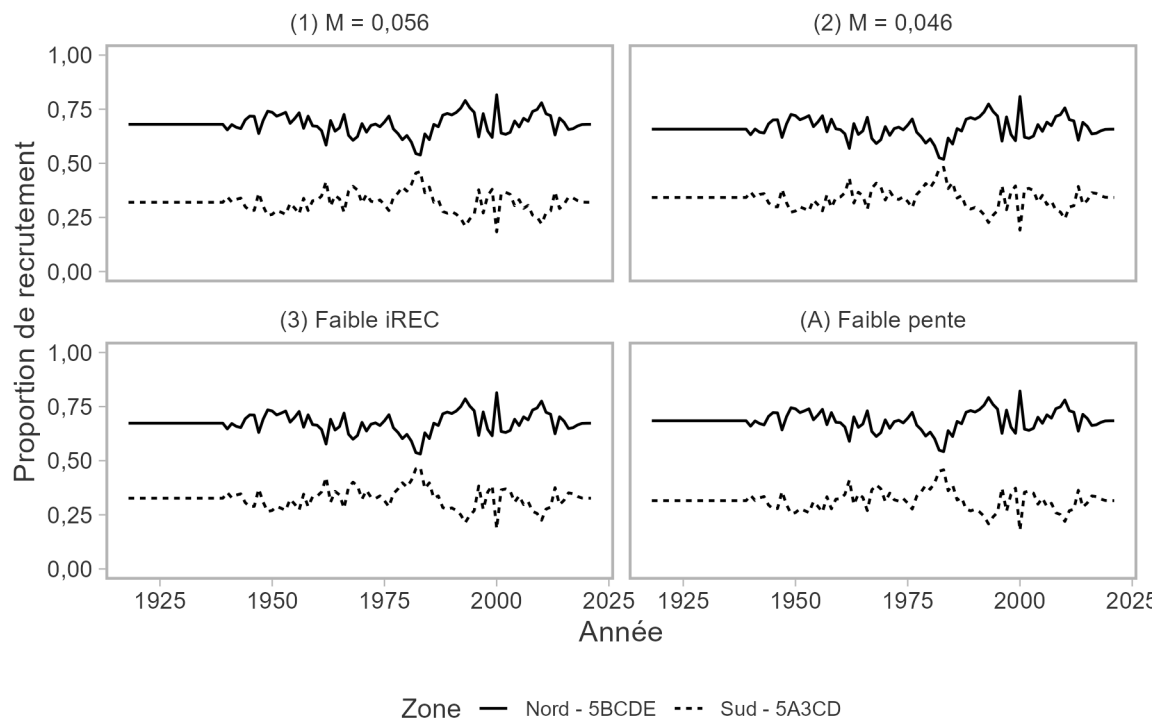


Figure 29. Estimation de la proportion de recrutement sur l'ensemble de la côte (à partir de la densité a posteriori maximale) attribuée aux régions du nord et du sud dans les MO des ensembles de référence et de robustesse.

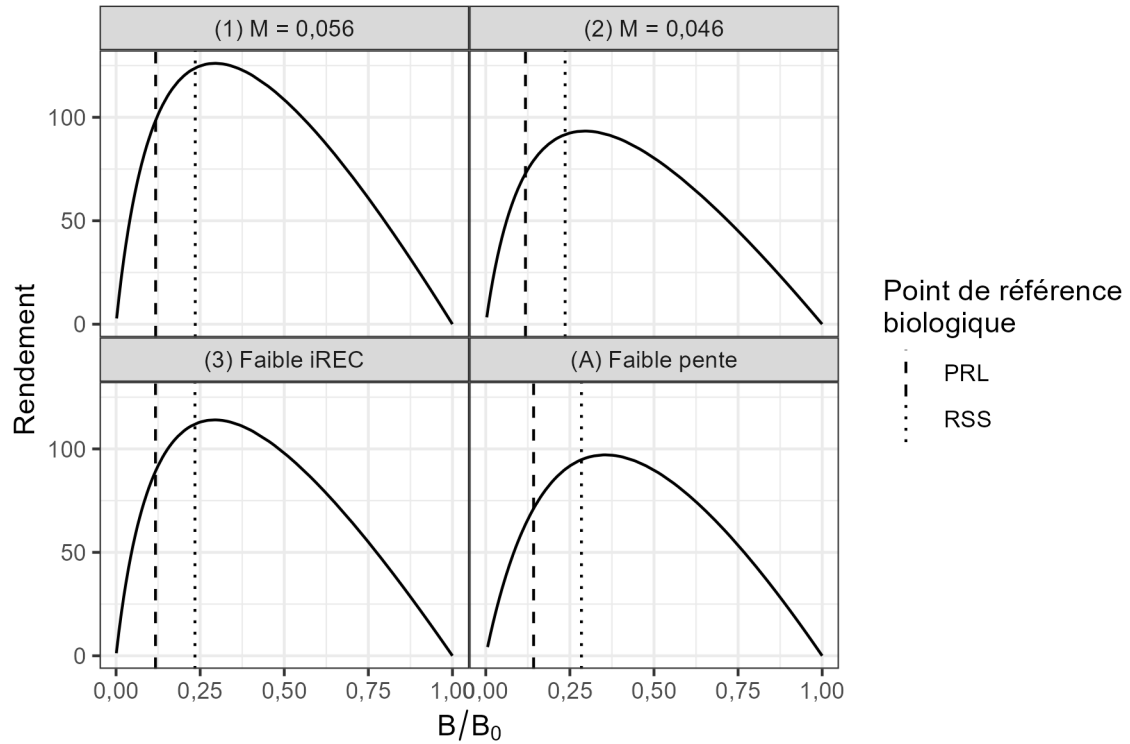


Figure 30. Courbe de rendement en fonction de l'épuisement ( $B/B_0$ ) dans les MO, estimée à la densité a posteriori maximale. Les lignes verticales en pointillés et en tirets représentent la valeur de  $0,4 B_{RMD}$  (PRL) et  $0,8 B_{RMD}$  (PRS), respectivement.

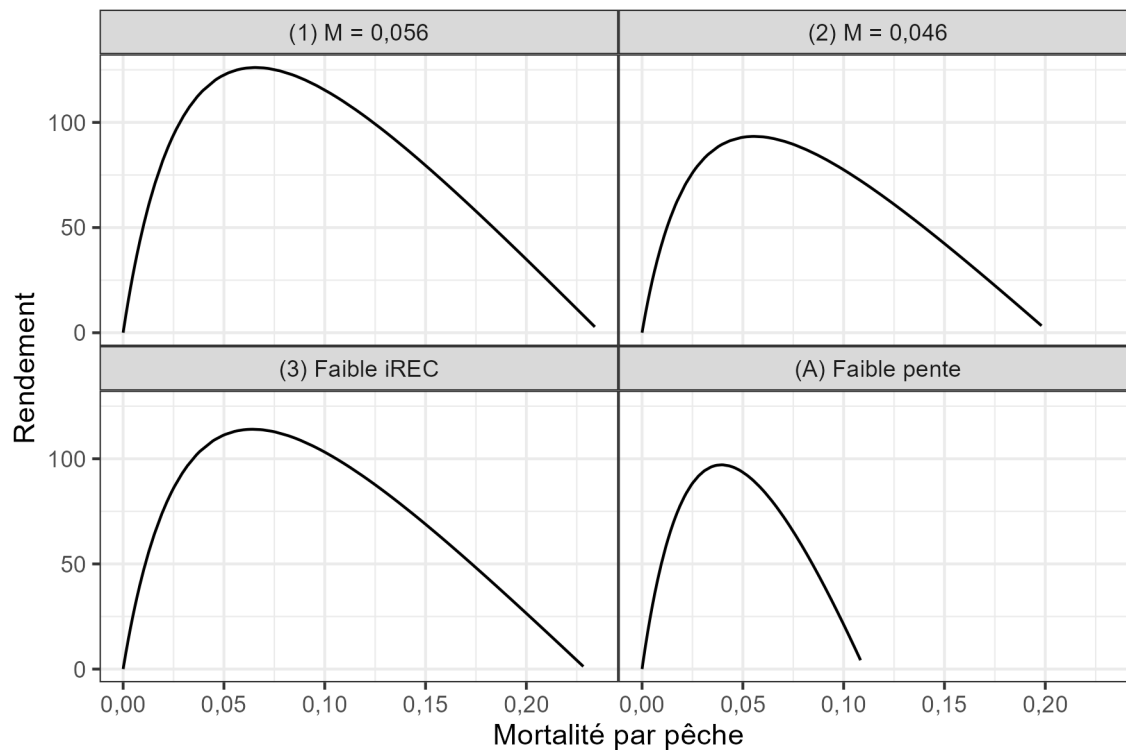


Figure 31. Courbe de rendement en fonction de la mortalité par pêche dans les MO, estimée à la densité a posteriori maximale (DPM).

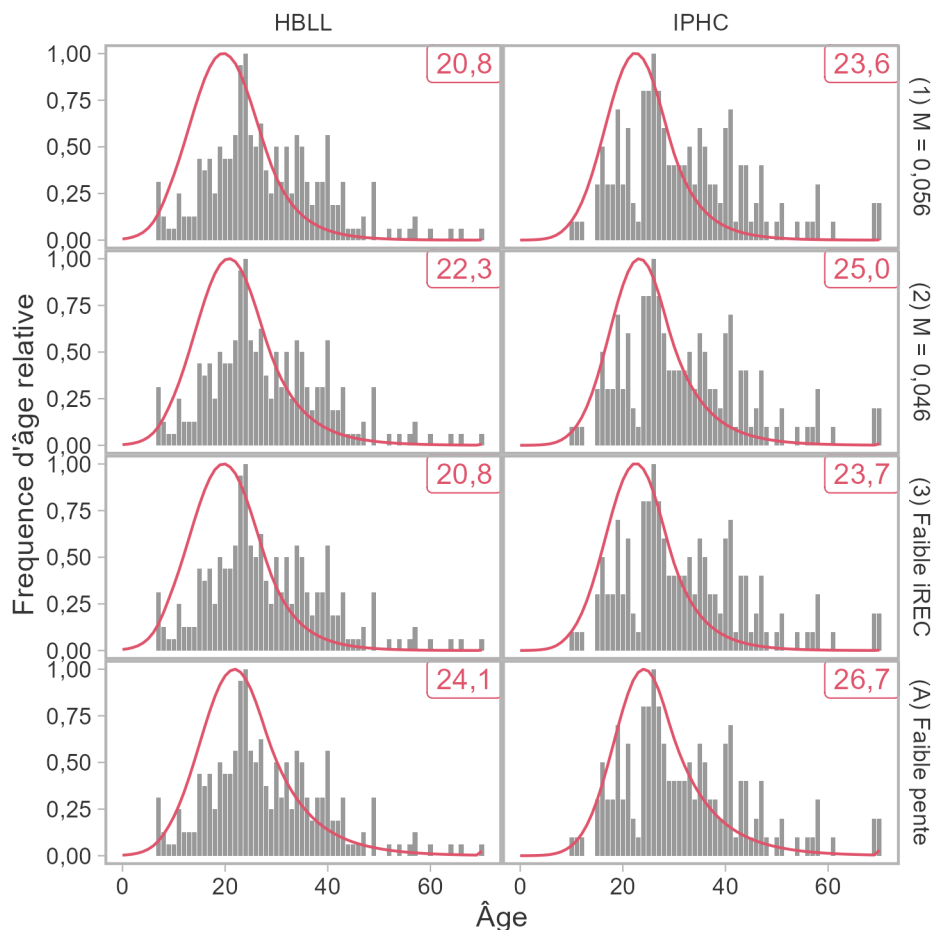
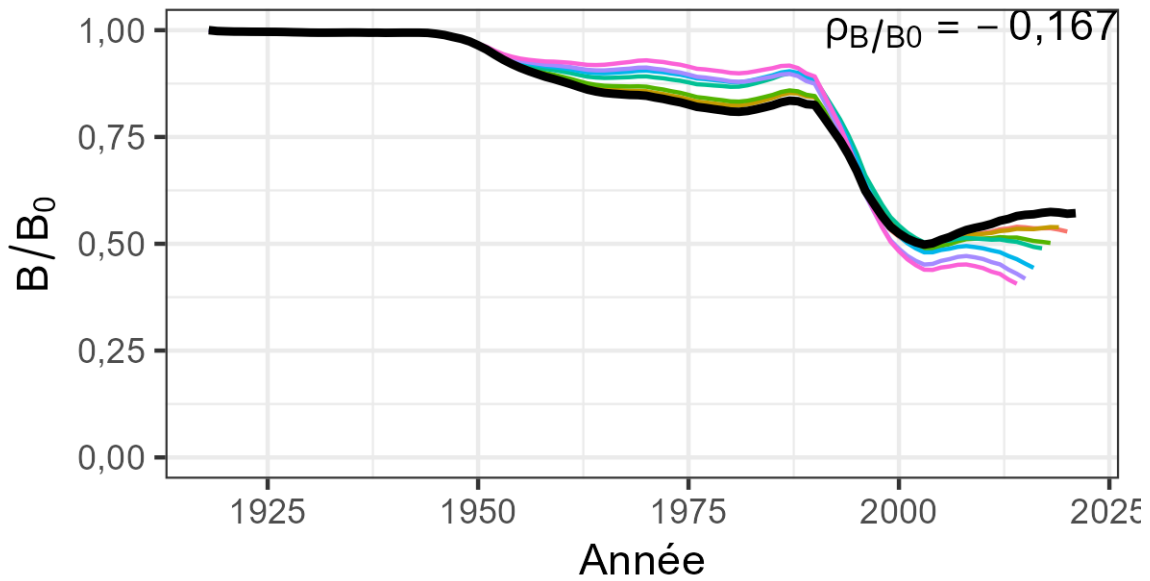
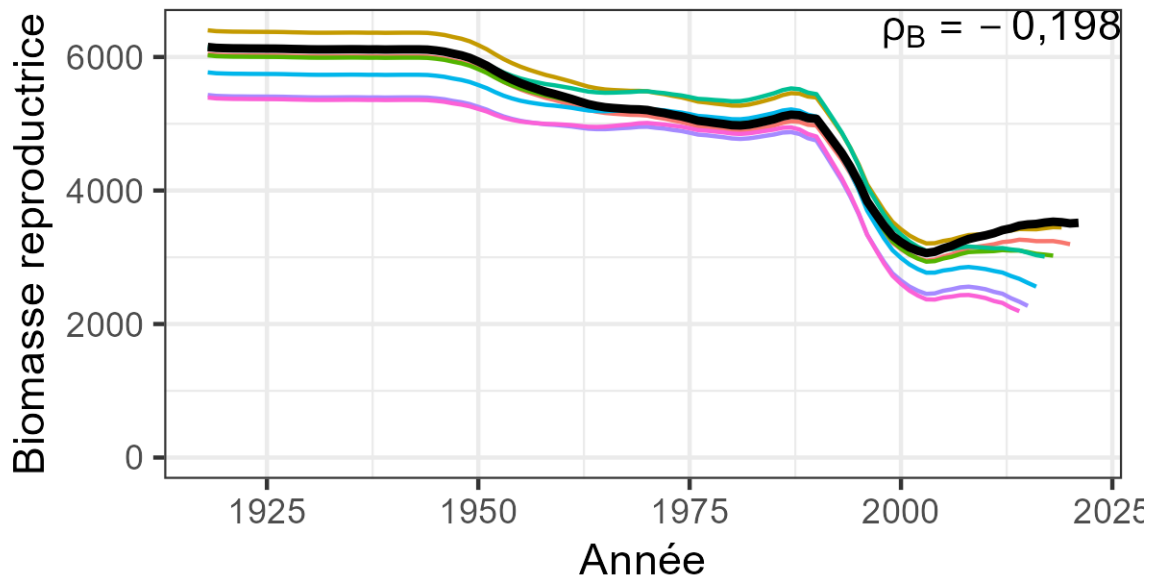


Figure 32. Structure d'âge dans le RPF et le relevé de la CIP par rapport au PRL. Les barres représentent les proportions observées en 2020 et en 2019 pour le RPF et le relevé de la CIP, respectivement, dans toutes les zones. La ligne rouge est la distribution d'âge d'équilibre prédite au PRL, les chiffres rouges dans le coin de chaque panneau indiquant l'âge moyen correspondant. L'âge moyen observé de la composition selon l'âge est de 28,3 et 32,2 ans dans le RPF et le relevé de la CIP, respectivement. Ce chiffre est destiné à servir de règle empirique pour des perspectives complémentaires sur l'inférence de l'état en ce qui concerne le PRL, qui est basé sur la biomasse.



Années supprimées

— 1	— 3	— 5	— 7
— 2	— 4	— 6	

Figure 33. Analyse rétrospective de la biomasse et de l'épuisement du modèle SS3 pour le MO 1 avec jusqu'à 7 ans de données récentes supprimées (lignes de couleur). La ligne noire représente le modèle original avec des données allant jusqu'en 2021. La statistique sommaire du rho de Mohn est rapportée dans le coin supérieur droit de chaque panneau.

---

#### 4.3.1.3. Estimation du point de référence limite

Les récentes lignes directrices utilisent directement  $0,4 B_{RMD}$  comme PRL si cela est techniquement faisable (MPO 2023). L'emploi de  $0,4 B_{RMD}$  comme PRL utilise implicitement la production excédentaire réduite comme mesure de dommages sérieux dans la politique sur les pêches du MPO. La production excédentaire réduite est quantifiée par la courbe de rendement, la moyenne des prises à long terme qui maintiendrait les niveaux de stock constants à une taille donnée. La hauteur et le biais de la courbe de rendement sont déterminés par une combinaison de paramètres biologiques, y compris la croissance, la maturité, la mortalité naturelle et la pente stock-recrutement, ainsi que la sélectivité des pêches.

Les considérations techniques pour le PRL comprennent la fiabilité et la plausibilité de l'estimation, ainsi que l'incertitude entourant l'estimation. L'incertitude dans l'estimation du PRL est explorée parmi l'ensemble des MO présentés ici, dont certains démontrent les effets marginaux des paramètres individuels sur le PRL.

À mesure que la mortalité naturelle  $M$  augmente, l'optimum de la courbe de rendement augmente, bien que l'inclinaison ne semble pas changer pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures (voir les MO 1 et 2 dans 30). Les deux valeurs de mortalité naturelle ( $M = 0,056, 0,046$ ) utilisées dans l'ensemble de référence semblent être plausibles en fonction de la longévité de l'espèce (âge maximal observé de 95 ans) et seraient appuyées par des estimations de la mortalité totale à partir des courbes des prises, qui excluent les valeurs plus élevées de  $M$  (annexe G).

Le sébaste à dos épineux semble atteindre sa taille asymptotique moyenne relativement tôt dans sa durée de vie, avec ce qui peut être catégorisé comme étant un cycle biologique avec un faible rapport  $M/K$ , où  $K$  est le coefficient de croissance de von Bertalanffy (Prince *et al.* 2015). La croissance (ainsi que la maturité) semble être bien informée par les échantillons biologiques disponibles (annexe A). Avec l'estimation de  $K = 0,11$ , le ratio  $M/K$  est de 0,51 et 0,42 dans les MO 1 et 2, respectivement, des valeurs à l'extrémité inférieure du spectre des taxons de poissons d'après la méta-analyse de Prince *et al.* (2015).

On émet l'hypothèse qu'à mesure que la pente s'accroît, le recrutement est plus résilient lorsque les stocks sont de faible taille, et l'optimum de la courbe de rendement se déplace vers le haut et vers la gauche. Ainsi, le rendement maximal durable augmente et  $B_{RMD}/B_0$  diminue. Plusieurs facteurs peuvent rendre difficile l'estimation de la pente dans les modèles structurés selon l'âge (Walters et Ludwig 1981 ; Walters et Martell 2004). Par exemple, le stock n'a jamais été faible dans le passé, selon les estimations (figure 34). Par conséquent, il n'y a pas d'inférence historique sur la productivité du recrutement à faible taille des stocks. Même dans ce cas, il existe également une grande variabilité entre les estimations annuelles historiques du recrutement et la relation moyenne entre le recrutement et la biomasse reproductrice, ce qui augmente l'incertitude entourant l'estimation de la pente.

Deux valeurs de pente sont présentées dans l'ensemble de MO. L'ensemble de référence a utilisé une valeur modérée de 0,67, obtenue à partir de la méta-analyse des espèces de sébaste du Pacifique, tandis qu'un scénario de robustesse évalue les PG avec une pente plus faible de 0,50. Les valeurs plus élevées de la pente n'ont pas été prises en compte parce que l'état ainsi produit a été jugé trop optimiste selon les tendances historiques perçues dans l'abondance du sébaste à dos épineux.

En ce qui a trait à la sélectivité de la pêche, à mesure que la pêche sélectionne des poissons plus jeunes, on peut s'attendre à ce que la hauteur de la courbe de rendement se déplace vers le bas et vers la gauche, c'est-à-dire que la production excédentaire maximale est plus faible

---

et se produit à un rapport  $B_{RMD}/B_0$  plus faible (Maunder 2002). Les échantillons biologiques disponibles de la pêche indiquent que les petits poissons sont ciblés par la pêche à la ligne et l'hameçon [annexe C ; Haggarty *et al.* (2022)]. Par conséquent, il semble que la courbe de rendement actuelle qui montre un rapport  $B_{RMD}/B_0$  entre 0,30 et 0,35 serait appropriée pour décrire le sébaste à dos épineux des eaux extérieures.

La biomasse moyenne non pêchée  $B_0$  peut également être prise en compte pour la mesure du PRL, en tant qu'approximation de  $B_{RMD}$ . La courbe de rendement ne serait pas appropriée pour éclairer l'approche de gestion de précaution lorsqu'elle ne montre pas un optimum. Par exemple, lorsque la sélectivité selon la pêche est beaucoup plus grande que la courbe de maturité, la courbe de rendement indique que le stock peut être pêché sans limite à long terme sans épuiser le stock parce qu'une proportion suffisante de la biomasse reproductrice n'est pas vulnérable à la pêche. La valeur du PRL (en utilisant  $B_0$ ) serait fondée sur la valeur d'épuisement qui correspond à  $B_{RMD}$ , c'est-à-dire le ratio  $B_{RMD}/B_0$ , dans une courbe de rendement « typique » (MPO 2023). De telles courbes de rendement mal définies n'ont pas été observées dans les MO du sébaste à dos épineux des eaux extérieures.

Dans les MO, la précision des estimations de  $B_{RMD}$  et  $B_0$ , ainsi que le rapport correspondant en 2021, peuvent être comparés à l'aide de l'écart-type a posteriori, selon la structure et à la paramétrisation du modèle (p. ex. paramètres fixes par rapport à des paramètres estimés ; figure 20). Les paramètres utilisés pour calculer  $B_0$  sont identiques à ceux nécessaires pour calculer  $B_{RMD}$ , mais la sélectivité selon la pêche n'est nécessaire que pour ce dernier paramètre. Il ne semblait pas y avoir de plus grande précision avec l'une ou l'autre des mesures dans les MO, individuellement.

Dans l'ensemble, ces facteurs n'excluent pas la prise en compte de l'orientation stratégique établissant 40 %  $B_{RMD}$  comme PRL. Le cadre des PG offre l'occasion d'explorer et d'évaluer les répercussions des paramètres qui contribuent à l'estimation du PRL.

La perte potentielle de la structure des stocks découlant de l'épuisement ou de la perte de sous-unités de population est un autre facteur à prendre en considération pour les dommages sérieux dont il est question dans MPO (2023). Aucune information n'est disponible pour éclairer la délimitation du sébaste à dos épineux des eaux extérieures en sous-unités de population plus petites qui sont responsables de leur propre recrutement. Ainsi, on croit que le recrutement dans une sous-unité géographique particulière est favorisé par le frai dans l'ensemble de l'unité des eaux extérieures.

Cependant, l'abondance du sébaste juvénile et adulte est inégale, et le sébaste à dos épineux se rassemble au-dessus des habitats rocheux. Le MO actuel n'est pas en mesure de fournir de l'information sur l'abondance spatiale à une échelle plus fine que dans les deux zones utilisées ici. Pour les sébastes côtiers relativement sédentaires, l'épuisement continu peut se produire sans une gestion spatiale efficace de la pêche. À l'heure actuelle, il n'est pas clair comment la susceptibilité à l'épuisement continu du sébaste à dos épineux contribue à la définition d'un PRL. D'autre part, il y a des implications halieutiques et culturelles qui éclairent la gestion spatiale, et potentiellement un point de référence cible (MPO 2009), parce que l'épuisement continu peut créer une perte de possibilités de pêche locales pour les collectivités.

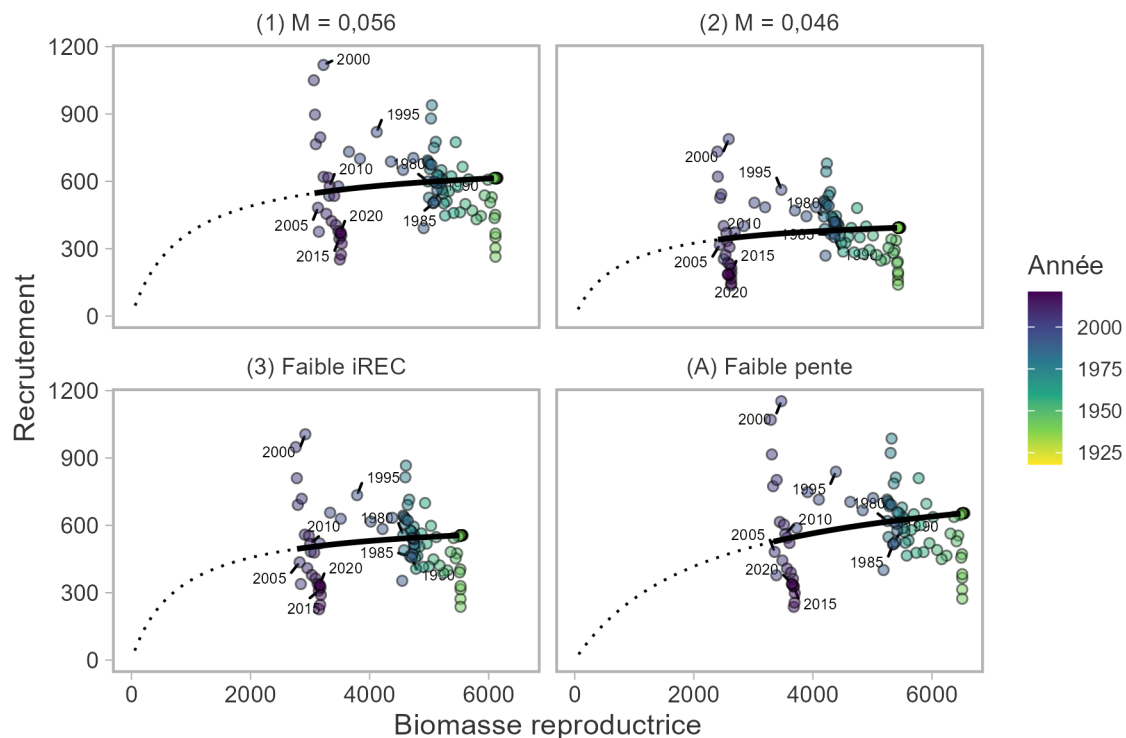


Figure 34. La relation stock-recrutement à partir des MO de référence et de robustesse. Les points indiquent les estimations de la biomasse reproductrice historique et le recrutement résultant à l'échelle de la côte à partir de la densité a posteriori maximale (DPM), avec des couleurs indiquant les années. Les courbes indiquent le recrutement moyen prévu à partir de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt. La courbe pleine indique la plage des tailles historiques de stock estimées dans le modèle, tandis que la courbe pointillée indique l'extrapolation de la relation moyenne à des tailles de stock inférieures. Le paramètre de pente est de 0,67 dans les MO de référence (désignés par des nombres) et de 0,50 dans le MO (A).



---

## 5. PROCÉDURES DE GESTION PROPOSÉES

Anderson *et al.* (2021) ont examiné les PG disponibles dans DLMtool en novembre 2019. Une bibliothèque de toutes les PG prises en compte dans le cadre des procédures de gestion est fournie à l'annexe D d'Anderson *et al.* (2021).

Le cadre des procédures de gestion ne tient compte que des PG qui font des recommandations sur les prises, parce que la plupart des stocks de poisson de fond sont gérés par des quotas et des totaux autorisés des captures (TAC) de la pêche commerciale. La recommandation de prise indiquée dans les PG inclurait les prises commerciales, récréatives et les prises à des fins ASR. À titre de comparaison, le TAC actuel de la pêche commerciale pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures est de 4 tonnes (t) sur l'ensemble de la côte pour le secteur du chalutage, tandis que pour tous les autres secteurs, le TAC est de 46 t pour 5A3CD et de 79 t pour 5BCDE (MPO 2022a). En revanche, la pêche récréative est gérée par une limite de rétention et des fermetures saisonnières (tableau C.13).

Les PG évaluées pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures sont décrites en détail à l'annexe E. Toutes les PG précisent l'avis sur les prises pour chacune des deux zones du MO.

Nous avons évalué deux principaux types de PG : les PG à prises constantes et les PG fondées sur un indice. Nous avons aussi évalué deux PG de référence.

### 5.1. PROCÉDURES DE GESTION À PRISES CONSTANTES

Les PG à prises constantes établissent les prises recommandées à un niveau fixé, habituellement en fonction des prises récentes ou historiques. Les PG à prises constantes ne tiennent pas compte de la rétroaction entre le système de gestion et la population ; elles font la même recommandation, quelles que soient les tendances de l'indice de population.

- PrisesRécentes : les prises annuelles constantes sont de 81,6 tonnes dans le nord (5BCDE) et de 44 tonnes dans le sud (5A3CD) ;
- 125PrisesRécentes : prises annuelles constantes à 125 % des PrisesRécentes, soit 102 et 55 tonnes pour le nord et le sud, respectivement ;
- 75PrisesRécentes : prises annuelles constantes à 75 % de la PG des PrisesRécentes, soit 61,2 et 33 tonnes pour le nord et le sud, respectivement.

Les valeurs de la PG PrisesRécentes sont la moyenne des prises au cours de la période de 2012–2019 et est destinée à refléter les conditions du statu quo.

### 5.2. PROCÉDURES DE GESTION FONDÉES SUR UN INDICE

En général, les PG fondées sur un indice rajustent les prises en fonction de l'évolution d'un indice de la population au fil du temps.

Deux grandes familles de PG fondées sur un indice ont été prises en compte, les PG fondées sur un indice-ratio et celles fondées sur un indice-pente. Elles diffèrent dans la façon dont la variation de l'indice est calculée. Les PG indice-ratio augmentent ou diminuent les prises en fonction du ratio de l'indice de deux périodes différentes. Les PG indice-pente augmentent ou diminuent les prises en fonction de la pente estimée de l'indice sur une période récente.

Un troisième type, les PG indice-cible, rajuste les prises en fonction du ratio de l'indice récent et d'une valeur fixe de l'indice cible, en fonction d'une période historique préétablie. Nous n'avons

---

pas tenu compte d'une PG fondée sur un indice-cible ici, car d'autres directives seraient nécessaires pour sélectionner la valeur cible appropriée.

Dans chaque famille, divers paramètres de réglage peuvent être rajustés pour modifier (1) la manière dont la tendance de l'indice est calculée, ou (2) la manière dont l'avis sur les prises est calculé selon (1). Par exemple, la variation des avis sur les prises peut représenter un certain pourcentage de la variation de l'indice, avec ou sans variation maximale autorisée en pourcentage. Les PG peuvent être adaptées de manière à ce que la recommandation de prise soit modérément ou fortement sensible aux variations de l'indice.

Nous avons évalué les PG fondées sur un indice avec des mises à jour bisannuelles et des prises fixes entre les mises à jour, c'est-à-dire la recommandation de prise la plus récente. Le cycle de mise à jour de deux ans est la période minimale nécessaire pour traiter les données du relevé afin de mettre à jour l'indice du RPFD.

Nous avons inclus les PG fondées sur un indice suivantes : Iratio, GB\_pente et IR, toutes avec diverses configurations (annexe E).

### 5.3. PROCÉDURES DE GESTION DE RÉFÉRENCE

En plus des PG empiriques proposées, nous avons inclus les PG de référence suivantes :

1. Aucune pêche (« AucunePêche »)
2. Pêche à  $F_{RMD}$  (« FRDMref »)

L'objectif des PG de référence n'est pas d'explorer des stratégies de gestion viables, mais de délimiter l'éventail des rendements possibles et de déterminer si les différences entre les PG sont significatives ou non (Punt *et al.* 2016). Par exemple, la PG de référence « AucunePêche » fournit des informations sur les niveaux maximums possibles des stocks et le taux de croissance de la population en l'absence de pêche.

D'autre part, « FRMDref » est une procédure de gestion qui met parfaitement en œuvre la pêche au taux d'exploitation de référence. Toutefois, elle ne peut être mise en œuvre dans la pratique parce qu'elle nécessite des données parfaites sur l'état réel de la nature. « FRMDref » met en œuvre différents niveaux de mortalité par pêche pour chaque MO et simulation, et il n'y a donc pas de niveau de prise unique dont la mise en œuvre peut être recommandée à un moment donné. Cette PG est principalement utilisée pour comparer les PG au sein d'un même MO.

Ensemble, les deux PG de référence ont limité le rendement attendu de la pêche à des niveaux allant de zéro jusqu'au maximum admissible.

---

Tableau 5. Noms et types de PG possibles évaluées pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures.

Procédure de gestion	Type
Aucune pêche	Référence
FMSYref	Référence
PrisesRécentes	Prises constantes
125PrisesRécentes	Prises constantes
75RecentCatch	Prises constantes
GB_slope_10y_lam05	Indice-pente
GB_slope_10y_lam1	Indice-pente
GB_slope_5y_lam05	Indice-pente
GB_slope_5y_lam1	Indice-pente
IDX	Indice-ratio
IDX_smooth	Indice-ratio
Iratio_23	Indice-ratio
Iratio_55	Indice-ratio

---

---

## 6. APPLICATION DES PROCÉDURES DE GESTION

Nous avons effectué les simulations en boucle fermée avec 200 répétitions stochastiques. La durée de la période de projection a été fixée à 54 ans (2 générations pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures). Le recueil des trajectoires chronologiques de la biomasse, des prises et de la mortalité par pêche au cours des projections pour toutes les PG est présenté à l'annexe F.

Anderson *et al.* (2021) ont recommandé de filtrer les PG au moyen d'une étape de « satisfaction », où des simulations d'essai sont effectuées pour éliminer les PG qui ne répondent pas à un ensemble de critères de rendement de base (Miller et Shelton 2010 ; voir Anderson *et al.* 2021). Conformément aux lignes directrices pour la mise en œuvre des dispositions relatives aux stocks de poissons, les critères suivants ont été utilisés pour déterminer les PG satisfaites : **PRL 2DG** > 0,75, **PRS 2DG** > 0,50, **FRMD 2DG** > 0,50.

Presque toutes les PG ont satisfait aux critères de satisfaction, à l'exception de la PG 125PrisesRécentes, dans tous les MO (figures 35 et 36). Cette PG statique a fréquemment pêché le stock au-dessus de  $F_{RMD}$  au fur et à mesure que la projection progressait dans le temps (en notant la faible valeur **FRMD 2DG**). Le stock a par la suite diminué à la fin de la projection, comme l'indiquent les faibles valeurs **B/B0 2DG** et **B/BRMD 2DG**. La moyenne des probabilités de PRL et de PRS pour toutes les années étaient élevées pour la plupart des PG en raison de l'état du stock au début de la projection.

Bien que la PG des prises récentes ait satisfait aux critères de satisfaction lorsque la moyenne est calculée sur l'ensemble de référence (figure 37), elle n'a pas donné de bons résultats dans les MO à faible productivité : MO (2) avec une faible mortalité naturelle et MO (A) avec une faible pente (figures 35 et 36). Ces résultats illustrent l'inconvénient des PG statiques à long terme qui ne répondent pas aux changements d'abondance. Les PG statiques exigent souvent des prises plus faibles, par exemple la PG 75PrisesRécentes qui fixe les prises à 75 % de la moyenne historique récente, pour un meilleur rendement à long terme en ce qui concerne le risque biologique.

Toutes les PG fondées sur un indice ont satisfait aux trois critères de satisfaction pour la série de référence. Les prises prévues à court terme (**P CT**) étaient inférieures à la moyenne historique récente en raison du conditionnement du MO. Les PG basées sur un indice semblent produire des prises à court terme plus faibles que la PG PrisesRécentes parce que le premier rajuste les prises à partir des niveaux de 2021, qui sont inférieurs à la moyenne de 2012 à 2019. La réduction la plus faible à court terme a été observée dans la PG Iratio\_55, mais elle s'accompagne de la plus grande variabilité des prises dans le temps (panneau d de la figure 40 ; figures en annexe F.10 et F.11).

Le rendement des PG satisfaisantes possibles, c'est-à-dire à l'exclusion de la PG de référence FRMDref et de la PG statique 125PrisesRécentes, est présenté à la figure 38.

Les séries chronologiques des prises et de la biomasse projetées sont présentées aux figures 41 à 43. Les courbes de Kobe pour les valeurs  $B/B_{RMD}$  et  $F/F_{RMD}$  projetées (figures F.8 et F.9), ainsi que les probabilités annuelles que le stock soit supérieur au PRL et au PRS dans la simulation (figures F.4 et F.5), informent les trajectoires des stocks au cours de la période de projection. Ces trajectoires peuvent fournir des renseignements supplémentaires qui peuvent ne pas être facilement résumés dans les paramètres de rendement individuels et qui sont présentés à l'annexe F.

---

Pour toutes les PG, à l'exception de la PG AucunePêche, le stock a diminué au cours de la première décennie de la projection, mais il est demeuré supérieur au PRS (figure 39). Au cours des décennies suivantes, le stock est moins susceptible d'augmenter ou de rester au-dessus du PRS avec les PG PrisesRécentes et 125PrisesRécentes. Parmi les PG fondées sur un indice, l'augmentation de la biomasse après la première décennie est plus probable avec les PG Iratio et IDX qu'avec la PG GB\_slope. Pour toutes les PG, il y a moins de probabilité d'augmentation de la biomasse dans le MO à faible recrutement que dans les quatre autres MO.

## 6.1. COMPROMIS

Parmi l'ensemble des PG satisfaites, il n'y a pas de compromis apparent entre la probabilité de risque en ce qui concerne le PRL et le PRS et les prises à long terme (panneaux a-b de la figure 40). Les niveaux de prise à long terme varient d'une PG à l'autre, mais toutes ont maintenu une probabilité de PRL et de PRS élevée, voire très élevée, pendant les projections. Selon ces panneaux, les meilleures PG sont celles qui ont permis d'obtenir les prises les plus élevées à long terme (dans l'attente d'autres compromis concernant la variabilité des prises, les prises à court terme et la biomasse à long terme). La PG PrisesRécentes (n° 2 de la figure 40) n'était pas « efficace » parce qu'elle a permis d'obtenir des prises et une probabilité de risque inférieures à celles des autres PG, c'est-à-dire que les PG GB\_slope sont supérieurs en matière de prises et de probabilité de risque (n° 4 à 7 de la figure 40).

L'arbitrage entre les prises à long terme se produit finalement avec les niveaux de biomasse relatifs après deux générations, en ce qui a trait à  $B/B_{RMD}$  ou  $B/B_0$  (panneaux e-f de la figure 40). D'une manière générale, des prises plus élevées ont été obtenues avec une biomasse plus faible parmi l'ensemble des PG, et vice versa. Une fois de plus, la PG PrisesRécentes n'était pas « efficace », car des prises et une biomasse plus élevées ont été obtenues avec la famille de PG GB\_slope au cours des projections. En ce qui concerne les prises et la biomasse à long terme, les PG GB\_slope sont préférables aux PG PrisesRécentes.

La frontière du compromis en ce qui a trait aux prises à court et à long terme, c.-à-d. après deux générations, semble être un choix entre des prises à court terme plus élevées dans les PrisesRécentes et Iratio\_55 (à droite de la ligne univoque pointillée) ou des prises à long terme plus élevées avec la famille des PG GB\_slope (à gauche de la ligne univoque pointillée, panneau c de la figure 40). Les PG qui produisaient des prises à court terme plus élevées avaient également tendance à produire des prises à long terme plus élevées. Parmi les PG fondées sur un indice, la variabilité des prises au fil du temps était plus élevée dans les familles des PG Iratio et IDX que dans les PG GB\_slope et IDX\_smooth (panneau d de la figure 40). En ce qui concerne les prises à court terme, tous les programmes de pêche basés sur des indices semblent produire des prises à court terme relativement similaires, à l'exception des prises à court terme plus élevées avec Iratio\_55.

## 6.2. INDICE SIMULÉ

La fourchette de l'indice du RPFd simulé, fondée sur l'abondance projetée, la sélectivité estimée et l'erreur d'échantillonnage prévue, est présentée à la figure 44. Sinon, les PG fondées sur un indice maintiennent principalement l'indice du RPFd à des valeurs contenues dans la fourchette des valeurs historiques. La plupart des PG fondées sur un indice mènent à un indice stable à la fin de la projection (figure 44). Les exceptions notables étaient le MO (B) avec le recrutement futur le plus faible, où l'indice projeté est continuellement en baisse sur deux générations dans presque toutes les PG, et la plupart des MO avec les PG PrisesRécentes et 125PrisesRécentes.

---

Après deux générations, l'âge moyen prédit à partir du relevé est positivement corrélé au niveau de biomasse (figure 38). Cependant, la fourchette des valeurs moyennes d'âge est assez étroite (entre 28 et 30 ans pour la plupart des PG possibles).

Les PG statiques avec des niveaux de prise constants élevés, c'est-à-dire PrisesRécentes et 125PrisesRécentes, sont caractérisées par un indice en baisse constante. Cette tendance contraste avec la PG FRMDref, où des informations parfaites sur la dynamique du système permettent à la PG de réduire les prises et de maintenir l'indice constant à mesure que le stock s'approche de  $B_{RMD}$ . Bien que les PG fondées sur un indice puissent être rajustées selon le MO pour obtenir un bon rendement, elles ne disposent pas d'informations supplémentaires sur la dynamique des stocks en dehors de l'indice simulé. L'écart entre le rendement des PG possibles et la PG de référence montre le coût de ne pas avoir cette information parfaite.

<b>(1) M = 0,056</b>									
	PRL 2DG	RSS 2DG	FRMD 2DG	P CT	P 2DG	VMI 2DG	B/B0 2DG	B/BRMD 2DG	AM 2DG
75CapturesRécentes	1,00	1,00	1,00	94,20	94,20	0,00	0,54	1,84	29,38
IDX_smooth	1,00	1,00	1,00	80,46	82,70	0,03	0,60	2,04	30,16
AucunePêche	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,02	0,91	3,13	33,67
Iratio_23	1,00	1,00	1,00	81,47	113,66	0,08	0,52	1,79	29,63
GB_slope_5y_lam1	1,00	1,00	1,00	83,49	125,84	0,03	0,48	1,66	29,12
IDX	1,00	1,00	1,00	81,24	80,84	0,07	0,61	2,06	30,26
GB_slope_10y_lam1	1,00	1,00	0,99	89,50	134,51	0,02	0,44	1,54	28,63
GB_slope_5y_lam05	1,00	1,00	0,99	83,62	135,51	0,02	0,46	1,57	28,80
Iratio_55	1,00	1,00	0,98	122,28	111,96	0,12	0,48	1,63	28,94
GB_slope_10y_lam05	1,00	1,00	0,98	86,60	140,94	0,02	0,43	1,50	28,51
FRMDréf	1,00	0,99	0,54	207,28	124,98	0,04	0,30	1,02	25,46
CapturesRécentes	1,00	0,99	0,94	125,60	125,60	0,00	0,39	1,31	27,30
125CapturesRécentes	0,95	0,80	0,48	157,00	143,20	0,00	0,20	0,67	23,72

<b>(2) M = 0,046</b>									
	PRL 2DG	RSS 2DG	FRMD 2DG	P CT	P 2DG	VMI 2DG	B/B0 2DG	B/BRMD 2DG	AM 2DG
75CapturesRécentes	1,00	0,93	0,78	94,20	94,09	0,00	0,32	1,07	27,79
IDX_smooth	1,00	1,00	0,98	80,56	79,96	0,04	0,42	1,46	29,70
AucunePêche	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,02	0,86	2,93	35,18
Iratio_23	1,00	1,00	0,97	80,23	95,35	0,09	0,40	1,34	29,57
GB_slope_5y_lam1	1,00	0,98	0,83	83,15	107,77	0,03	0,33	1,11	28,36
IDX	1,00	1,00	0,97	81,02	76,02	0,07	0,44	1,52	30,09
GB_slope_10y_lam1	1,00	0,95	0,65	89,47	112,59	0,02	0,28	0,97	27,53
GB_slope_5y_lam05	1,00	0,94	0,63	83,58	119,18	0,02	0,27	0,93	27,38
Iratio_55	1,00	0,99	0,80	120,14	90,97	0,14	0,36	1,23	29,06
GB_slope_10y_lam05	0,99	0,90	0,54	86,73	122,84	0,02	0,24	0,83	26,72
FRMDréf	1,00	0,98	0,45	129,24	90,24	0,03	0,29	1,00	27,19
CapturesRécentes	0,79	0,49	0,11	125,60	78,18	0,03	0,04	0,23	17,68
125CapturesRécentes	0,47	0,27	0,01	157,00	5,55	0,17	0,00	0,01	7,81

<b>(3) Faible iREC</b>									
	PRL 2DG	RSS 2DG	FRMD 2DG	P CT	P 2DG	VMI 2DG	B/B0 2DG	B/BRMD 2DG	AM 2DG
75CapturesRécentes	1,00	1,00	1,00	94,20	94,20	0,00	0,49	1,69	28,73
IDX_smooth	1,00	1,00	1,00	71,35	72,75	0,03	0,61	2,08	30,21
AucunePêche	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,02	0,92	3,15	33,54
Iratio_23	1,00	1,00	1,00	72,39	103,45	0,08	0,52	1,79	29,61
GB_slope_5y_lam1	1,00	1,00	1,00	74,40	114,81	0,03	0,49	1,67	29,13
IDX	1,00	1,00	1,00	71,59	70,67	0,07	0,61	2,10	30,34
GB_slope_10y_lam1	1,00	1,00	0,99	79,88	123,03	0,02	0,45	1,55	28,65
GB_slope_5y_lam05	1,00	1,00	0,99	74,62	123,57	0,02	0,46	1,58	28,82
Iratio_55	1,00	1,00	0,98	108,41	102,22	0,12	0,47	1,63	28,95
GB_slope_10y_lam05	1,00	1,00	0,97	77,34	128,63	0,02	0,44	1,51	28,54
FRMDréf	1,00	0,99	0,51	187,47	114,03	0,04	0,30	1,02	25,48
CapturesRécentes	0,99	0,92	0,75	125,60	123,16	0,00	0,31	1,05	25,87
125CapturesRécentes	0,84	0,65	0,30	157,00	105,63	0,03	0,08	0,40	18,52

Figure 35. Paramètres de rendement de toutes les PG dans les différents MO de l'ensemble de référence. L'ombrage de couleur utilise la palette viridis et s'étend de zéro (violet) à la valeur la plus élevée dans chaque colonne respective (jaune). Les PG en italique avec astérisque sont des PG de référence.

<b>(A) Faible pente</b>									
	PRL 2DG	RSS 2DG	FRMD 2DG	P CT	P 2DG	VMI 2DG	B/B0 2DG	B/BRMD 2DG	AM 2DG
AucunePêche	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,02	0,87	2,46	33,23
IDX_smooth	1,00	1,00	1,00	80,46	79,51	0,03	0,54	1,50	30,00
IDX	1,00	1,00	0,99	80,98	74,97	0,07	0,54	1,54	30,17
Iratio_23	1,00	1,00	0,98	80,88	100,99	0,08	0,49	1,39	29,83
Iratio_55	1,00	1,00	0,86	121,50	97,41	0,11	0,45	1,29	29,41
FRMDréf	1,00	1,00	0,39	142,61	100,98	0,03	0,37	1,04	28,03
GB_slope_5y_lam1	1,00	0,99	0,88	83,38	116,10	0,03	0,44	1,23	29,17
75CapturesRécentes	1,00	0,99	0,93	94,20	94,20	0,00	0,46	1,28	29,19
GB_slope_10y_lam1	1,00	0,98	0,77	89,55	123,85	0,02	0,39	1,12	28,70
GB_slope_5y_lam05	1,00	0,98	0,77	83,65	128,46	0,02	0,40	1,13	28,75
GB_slope_10y_lam05	1,00	0,97	0,70	86,71	133,61	0,02	0,37	1,06	28,45
CapturesRécentes	0,98	0,83	0,36	125,60	122,19	0,00	0,28	0,78	26,90
125CapturesRécentes	0,82	0,55	0,05	157,00	100,53	0,03	0,08	0,29	19,94

<b>(B) Faible recrutement</b>									
	PRL 2DG	RSS 2DG	FRMD 2DG	P CT	P 2DG	VMI 2DG	B/B0 2DG	B/BRMD 2DG	AM 2DG
AucunePêche	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,01	0,64	2,20	35,17
IDX_smooth	1,00	1,00	1,00	80,46	72,13	0,03	0,35	1,19	30,44
IDX	1,00	0,99	1,00	81,23	63,04	0,07	0,38	1,27	30,84
Iratio_23	1,00	1,00	1,00	81,46	72,13	0,08	0,36	1,21	30,63
Iratio_55	1,00	1,00	0,99	122,27	64,10	0,11	0,36	1,23	30,45
FRMDréf	1,00	0,57	0,54	207,20	77,78	0,05	0,19	0,64	26,15
GB_slope_5y_lam1	1,00	0,97	0,97	83,48	94,55	0,03	0,28	0,95	29,28
75CapturesRécentes	1,00	0,94	0,95	94,20	94,20	0,00	0,26	0,88	28,92
GB_slope_10y_lam1	1,00	0,92	0,91	89,50	99,28	0,02	0,24	0,83	28,50
GB_slope_5y_lam05	1,00	0,91	0,84	83,62	112,44	0,02	0,23	0,77	28,29
GB_slope_10y_lam05	0,99	0,88	0,78	86,60	116,60	0,02	0,20	0,69	27,69
CapturesRécentes	0,89	0,64	0,53	125,60	101,95	0,01	0,09	0,33	23,30
125CapturesRécentes	0,64	0,44	0,26	157,00	32,94	0,08	0,00	0,04	10,66

Figure 36. Paramètres de rendement de toutes les PG dans les MO de l'ensemble de robustesse. L'ombrage de couleur utilise la palette viridis et s'étend de zéro (violet) à la valeur la plus élevée dans chaque colonne respective (jaune). Les PG en italique avec astérisque sont des PG de référence.



MO de référence									
	PRL 2DG	RSS 2DG	FRMD 2DG	P CT	P 2DG	VMI 2DG	B/B0 2DG	B/BRMD 2DG	AM 2DG
AucunePêche	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,02	0,90	3,09	34,01
IDX_smooth	1,00	1,00	1,00	78,21	79,53	0,03	0,56	1,90	30,06
Iratio_23	1,00	1,00	0,99	78,89	106,53	0,08	0,49	1,68	29,61
IDX	1,00	1,00	0,99	78,77	77,09	0,07	0,57	1,94	30,24
Iratio_55	1,00	1,00	0,93	118,28	104,28	0,12	0,45	1,53	28,97
GB_slope_5y_lam1	1,00	1,00	0,96	81,13	118,56	0,03	0,45	1,53	28,93
FRMDréf	1,00	0,99	0,51	182,82	113,56	0,04	0,30	1,02	25,90
GB_slope_10y_lam1	1,00	0,99	0,91	87,09	126,16	0,02	0,41	1,40	28,36
GB_slope_5y_lam05	1,00	0,98	0,90	81,36	128,44	0,02	0,41	1,41	28,45
75CapturesRécentes	1,00	0,98	0,94	94,20	94,17	0,00	0,47	1,61	28,82
GB_slope_10y_lam05	1,00	0,97	0,87	84,32	133,34	0,02	0,39	1,33	28,07
CapturesRécentes	0,94	0,85	0,69	125,60	113,13	0,01	0,28	0,98	24,54
125CapturesRécentes	0,81	0,63	0,32	157,00	99,39	0,05	0,12	0,43	18,44

Figure 37. Rendement moyen de toutes les PG dans les scénarios de l'ensemble de référence du MO, le MO 1 recevant deux fois plus de poids que les deux autres MO de référence. Nous avons classé les PG par valeur décroissante du paramètre de rendement, de haut en bas, en commençant par le paramètre de rendement le plus à gauche (PRL 2 GT) et en utilisant les colonnes de gauche à droite pour départager les égalités. L'ombrage de couleur utilise la palette viridis et s'étend de zéro (violet) à la valeur la plus élevée dans chaque colonne respective (jaune). Les PG en italique avec astérisque sont des PG de référence.

PG satisfaisantes									
	PRL 2DG	RSS 2DG	FRMD 2DG	P CT	P 2DG	VMI 2DG	B/B0 2GT	B/BRMD 2GT	AM 2GT
AucunePêche	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,02	0,90	3,09	34,01
IDX_smooth	1,00	1,00	1,00	78,21	79,53	0,03	0,56	1,90	30,06
Iratio_23	1,00	1,00	0,99	78,89	106,53	0,08	0,49	1,68	29,61
IDX	1,00	1,00	0,99	78,77	77,09	0,07	0,57	1,94	30,24
Iratio_55	1,00	1,00	0,93	118,28	104,28	0,12	0,45	1,53	28,97
GB_slope_5y_lam1	1,00	1,00	0,96	81,13	118,56	0,03	0,45	1,53	28,93
GB_slope_10y_lam1	1,00	0,99	0,91	87,09	126,16	0,02	0,41	1,40	28,36
GB_slope_5y_lam05	1,00	0,98	0,90	81,36	128,44	0,02	0,41	1,41	28,45
75CapturesRécentes	1,00	0,98	0,94	94,20	94,17	0,00	0,47	1,61	28,82
GB_slope_10y_lam05	1,00	0,97	0,87	84,32	133,34	0,02	0,39	1,33	28,07
CapturesRécentes	0,94	0,85	0,69	125,60	113,13	0,01	0,28	0,98	24,54

Figure 38. Moyenne des PG satisfaites pour l'ensemble des scénarios de référence du MO. Nous avons classé les PG par valeur décroissante du paramètre de rendement, de haut en bas, en commençant par le paramètre de rendement le plus à gauche (PRL 2 GT) et en utilisant les colonnes de gauche à droite pour départager les égalités. L'ombrage de couleur utilise la palette viridis et s'étend de zéro (violet) à la valeur la plus élevée dans chaque colonne respective (jaune). Ce chiffre exclut la procédure de gestion de référence FRMDref.

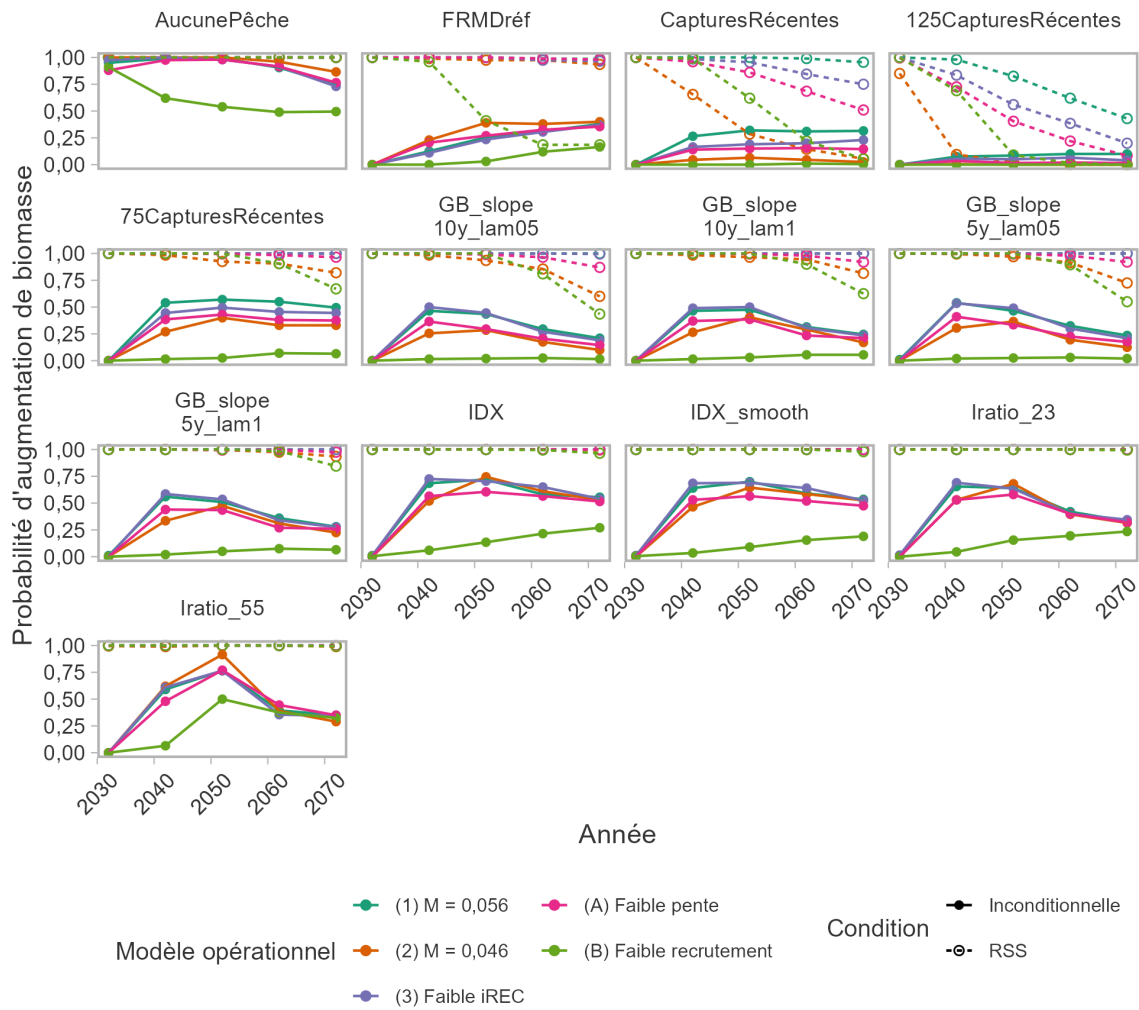


Figure 39. Probabilité d'accroissement des stocks selon le MO (couleurs) et la PG (panneaux) à intervalles décennaux. La probabilité inconditionnelle est calculée comme  $\frac{1}{200} \sum_i I(B_{i,y=y_t} > B_{i,y=y_t-10})$  sur 200 simulations  $i$  à des années  $y_t = 2032, 2042, \dots, 2072$ .  $I(\cdot)$  est la fonction indicatrice qui renvoie à 1 lorsque la condition entre parenthèses est remplie et à zéro dans le cas contraire. Lorsqu'il est conditionnel au PRS,  $I(\cdot) = 1$  quand  $B_{i,y} > 0.8B_{RMD(i)}$  indépendamment de tout autre critère.

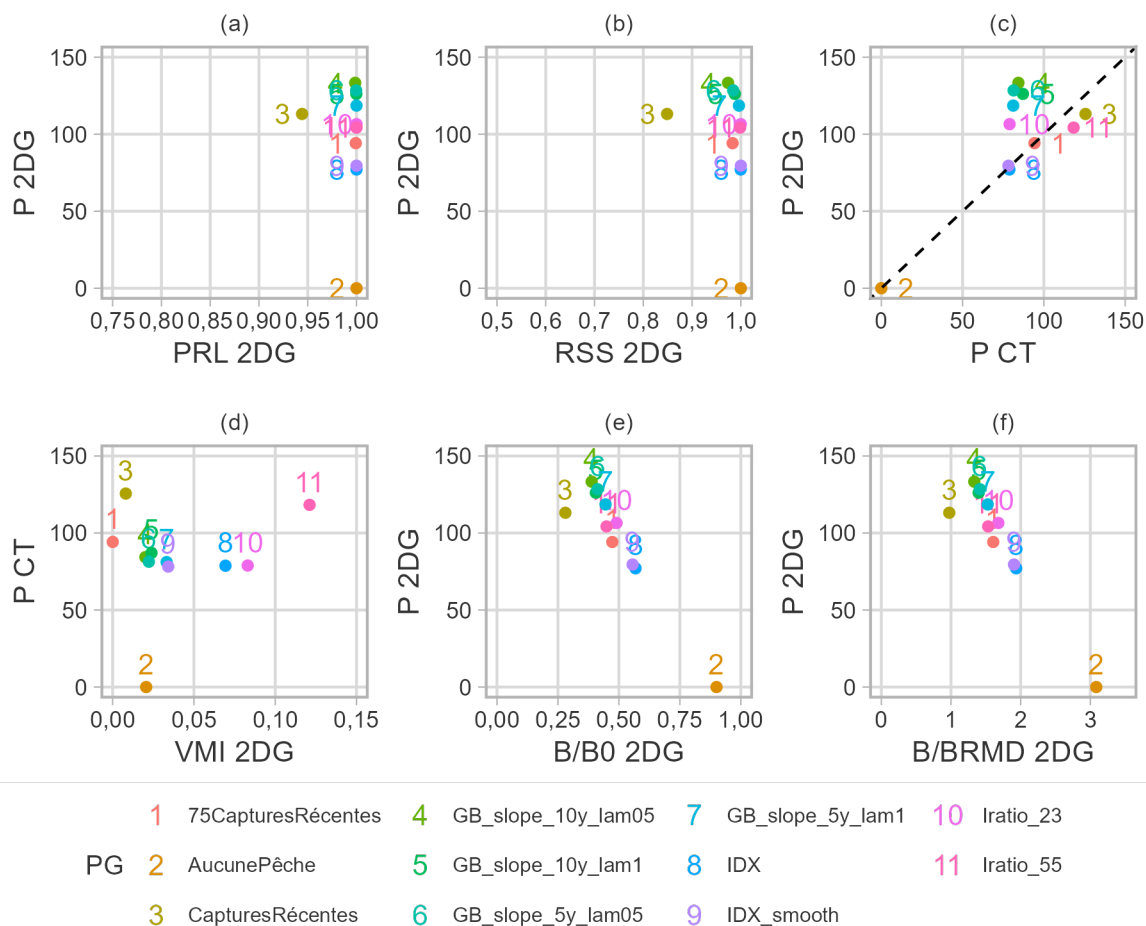


Figure 40. Graphiques de compromis (panneaux a à f) entre diverses paires de mesures de rendement (points colorés avec légende numérique) dans l'ensemble des PG proposées. P 2DG est la prise moyenne dans la simulation après 2 générations (année 2075), PRL 2DG et PRS 2DG sont les probabilités d'être au-dessus du PRL et du PRS, respectivement, pendant deux générations, P CT est la prise moyenne au cours des 7 premières années de la projection (2021–2028), VMI 2DG est le changement moyen dans les prises au cours de deux générations, et B/B0 2DG et B/BRMD 2DG est l'état moyen du stock après 2 générations. Les valeurs sont calculées en moyenne pour l'ensemble de MO de référence. Les procédures de gestion qui donnent de bons résultats dans les deux paires de mesures du rendement se trouvent dans le coin supérieur droit du panneau correspondant. À l'inverse, les procédures de gestion qui donnent de mauvais résultats dans les deux paires sont situées dans le coin inférieur gauche. Un compromis (bon rendement d'une mesure au détriment d'une autre) dans l'ensemble des PG se produit lorsque les points sont alignés du coin supérieur gauche au coin inférieur droit du panneau, par exemple dans les panneaux (e) et (f). Il n'y a pas de compromis lorsque les procédures de gestion sont alignées du bas à gauche vers le haut à droite ; la meilleure procédure de gestion se trouve dans le coin supérieur droit. La procédure de gestion des références de FRMDref est exclue ici.

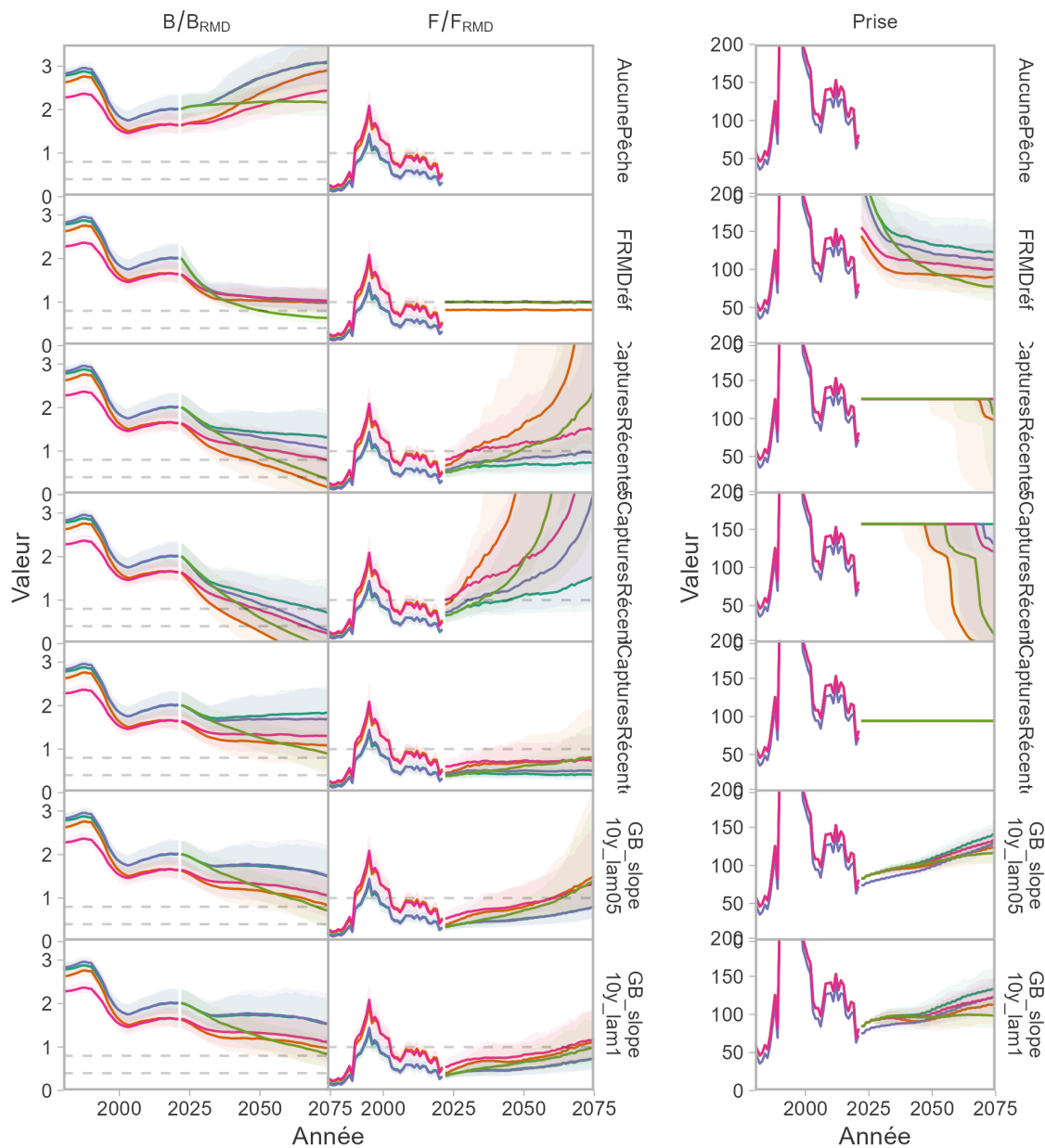


Figure 41. Séries chronologiques historiques et projetées de  $B/B_{RMD}$  (colonne de gauche, les lignes horizontales grises indiquant  $0.4B_{RMD}$  et  $0.8B_{RMD}$ ), de  $F/F_{RMD}$ , (colonne du milieu, une ligne horizontale grise indiquant  $F/F_{RMD} = 1$ ) et des prises (tonnes, colonne de droite) par modèle opérationnel (couleurs) et procédure de gestion (lignes ; figure 1 de 2). Les lignes indiquent la médiane et les bandes de couleur couvrent le quantile à 95 % des simulations. La période historique (avant 2021, ligne verticale en pointillés) est tronquée à 1980 et est identique d'une ligne à l'autre. Les prises historiques ont dépassé 200 tonnes au cours de la période 1990–1998 et ont été tronquées dans la colonne de droite. La période de projection montre les trajectoires résultant de la mise en œuvre des PG.

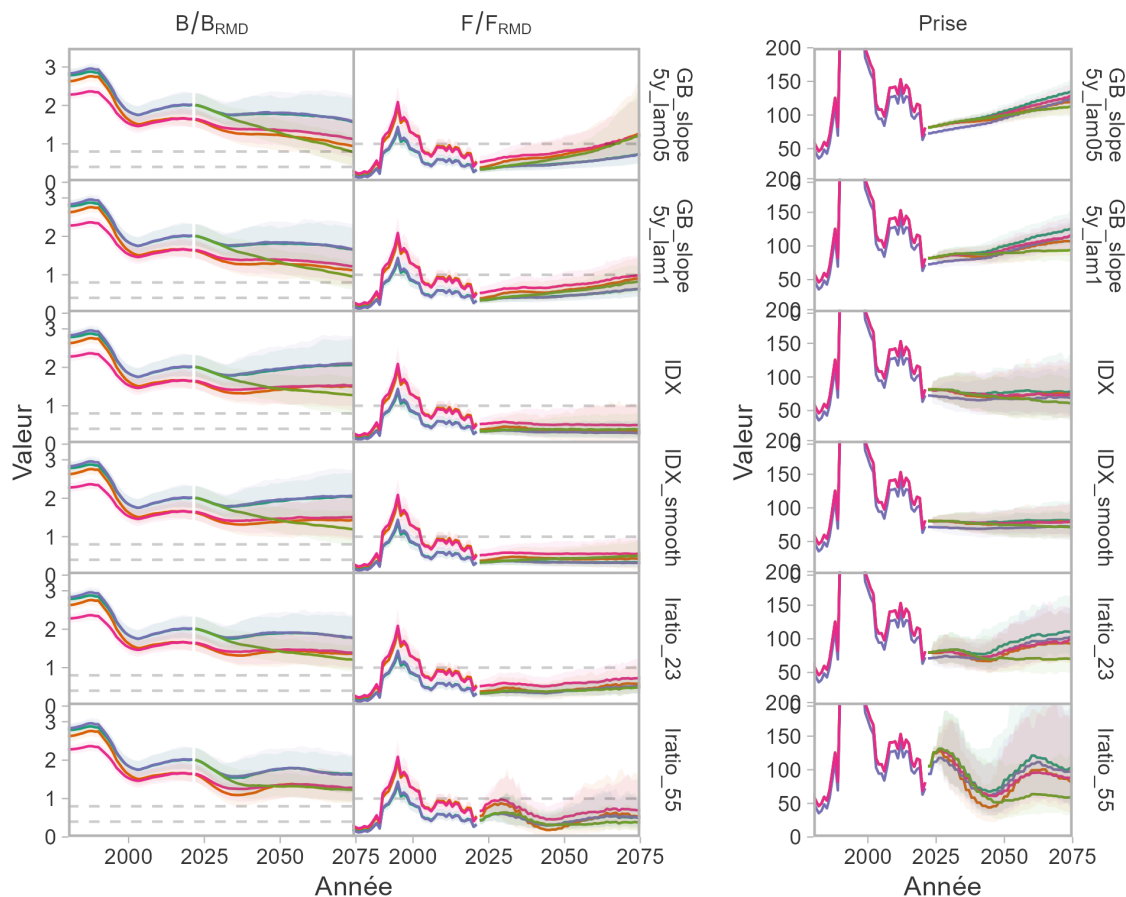


Figure 42. Séries chronologiques historiques et projetées de  $B/B_{RMD}$  (colonne de gauche, les lignes horizontales grises indiquant  $0.4B_{RMD}$  et  $0.8B_{RMD}$ ), de  $F/F_{RMD}$ , (colonne du milieu, une ligne horizontale grise indiquant  $F/F_{RMD} = 1$ ) et des prises (tonnes, colonne de droite) par modèle opérationnel (couleurs) et procédure de gestion (lignes ; figure 2 de 2). Les lignes indiquent la médiane et les bandes de couleur couvrent le quantile à 95 % des simulations. La période historique (avant 2021, ligne verticale en pointillés) est tronquée à 1980 et est identique d'une ligne à l'autre. Les prises historiques ont dépassé 200 tonnes au cours de la période 1990–1998 et ont été tronquées dans la colonne de droite. La période de projection montre les trajectoires résultant de la mise en œuvre des PG.

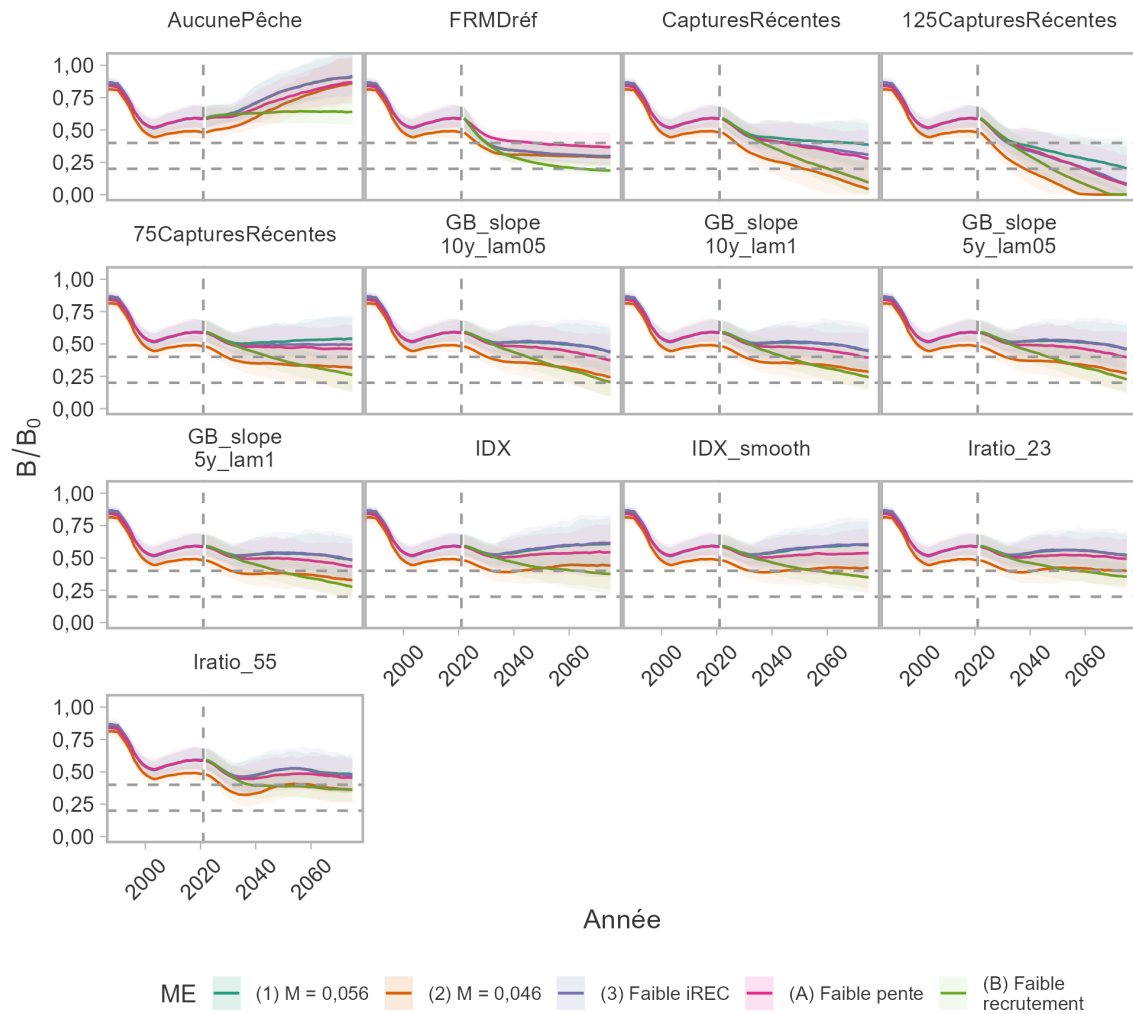


Figure 43. Séries chronologiques historiques et projetées de  $B/B_0$  par MO (couleurs) et procédure de gestion (panneaux). Les lignes indiquent la médiane et les bandes de couleur couvrent le quantile à 95 % des simulations. La période historique (avant 2021, ligne verticale en pointillés) est tronquée à 1980 et est identique d'un panneau à l'autre. La période de projection montre les trajectoires résultant de la mise en œuvre des PG. Les lignes grises pointillées horizontales indiquent  $0.2B_0$  et  $0.4B_0$ .

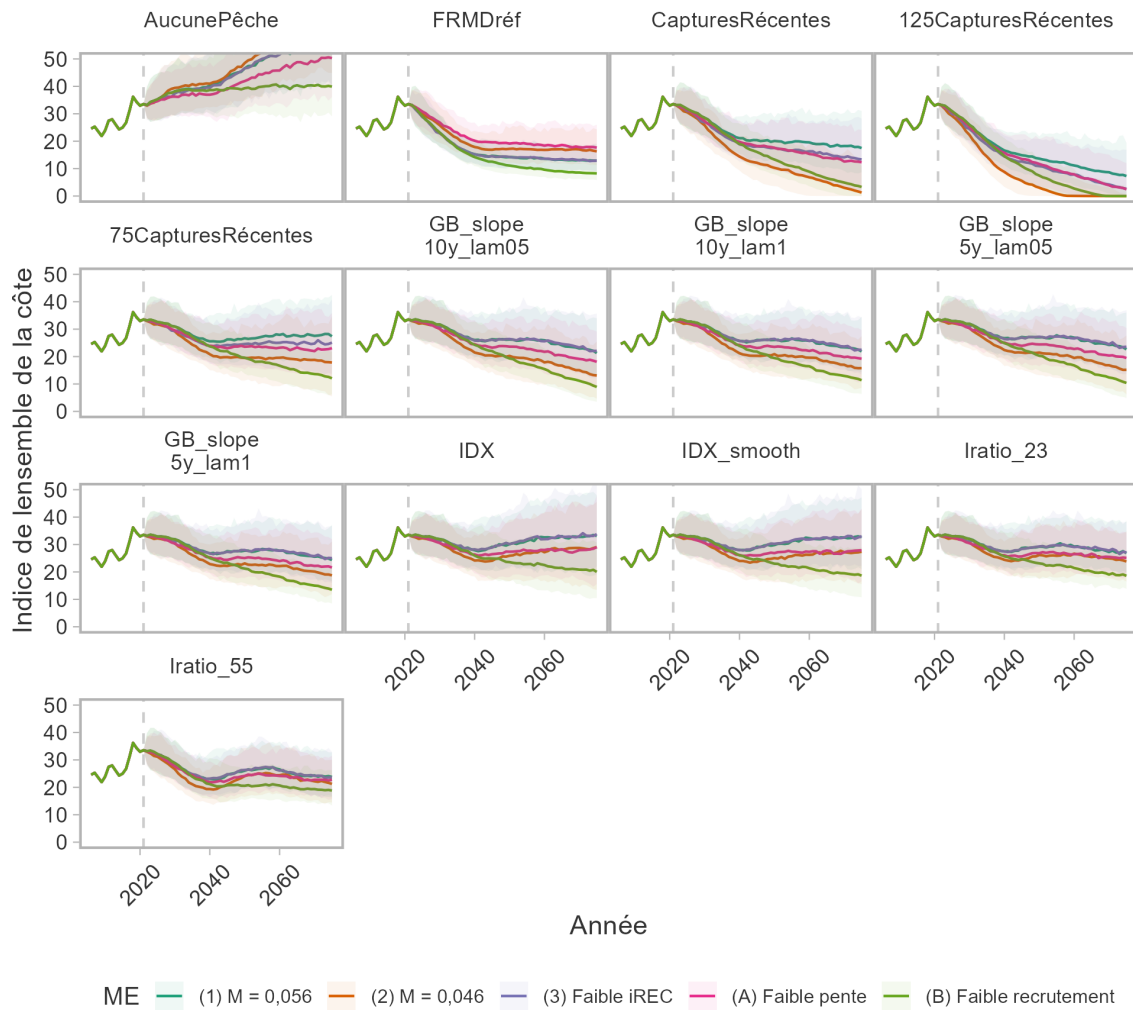


Figure 44. Indice du RPFD à l'échelle de la côte (avant 2021 en lignes verticales), avec les valeurs simulées dans les projections à partir de 2022 pour chaque PG et MO. Les bandes colorées indiquent la fourchette de 95 % des valeurs simulées dans les projections. Les indices propres aux zones 5BCDE et 5A3CD ont été utilisés dans le conditionnement du MO et simulés dans les projections en boucle fermée ; la valeur pour l'ensemble de la côte est la somme des deux zones et est présentée ici comme un indice pour l'ensemble du stock. Lors de la mise en œuvre d'une PG, les indices simulés peuvent être utilisés en partie pour contrôler si le stock réagit comme prévu et déterminer quand une réévaluation est nécessaire.

---

## 7. DISCUSSION

Nous avons appliqué le cadre des procédures de gestion aux poissons de fond du Pacifique (Anderson *et al.* 2021) afin de produire un avis scientifique pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures, y compris une évaluation de l'état et des PG qui répondent aux objectifs de durabilité en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons, ainsi qu'aux objectifs de pêche.

Les stocks ont été estimés comme étant au-dessus du PRL en 2021. Nous avons évalué le rendement des PG à prises constantes et des PG fondées sur un indice (ainsi que de deux PG de référence) en ce qui a trait à l'atteinte des objectifs décrits à la section 3 dans cinq MO. Nous avons déterminé que les trois critères suivants, calculés en moyenne pour l'ensemble des scénarios de l'ensemble des scénarios de référence du MO, serviraient à déterminer quelles procédures de gestion répondent aux exigences politiques : (1) **PRL 2DG** > 0,75, (2) **PRS 2DG** > 0,50, et (3) **FRMD 2DG** > 0,50. La plupart des PG, y compris toutes les PG basées sur un indice et certaines PG à prises constantes, ont atteint ces mesures de rendement liées aux politiques. Dans tous les modèles opérationnels, les prises ont été fixées à des niveaux tels que le stock n'a pas fréquemment pénétré dans la zone critique pendant les projections, le MO (B) fournissant un important test de robustesse pour évaluer le rendement si le recrutement devenait inférieur à la moyenne dans un proche avenir. Des compromis ont été observés dans les prises à long terme et les ratios à long terme de la biomasse relativement à  $B_{RMD}$  et à  $B_0$ .

En plus des trajectoires projetées des stocks, nous avons présenté divers compromis entre les objectifs politiques et les objectifs de prise, en utilisant des formats de tableaux et de graphiques, dans le but d'appuyer le processus de sélection de la PG finale pour orienter la politique de récolte ou un point de référence cible (MPO 2009 ; voir aussi Anderson *et al.* 2021). La sélection finale de la PG devra équilibrer les objectifs de la biomasse et de la pêche, par exemple en veillant à ce qu'il y ait suffisamment de possibilités de pêche du sébaste à dos épineux des eaux extérieures (Haggarty *et al.* 2022).

Parmi les PG satisfaites, les PG à prises fixes offrent une plus grande prévisibilité, mais nécessitent davantage de surveillance et de diligence pour garantir que la mortalité par pêche n'augmente pas rapidement et ne se traduise pas par des prises proportionnelles plus élevées que prévu. Les PG fondées sur un indice répondent davantage aux changements dans l'abondance des stocks, comme indiqué par l'indice d'abondance. Les diagrammes de compromis fournissent également des informations sur la façon dont il pourrait être souhaitable d'éliminer certaines PG des examens. Au sein d'un diagramme, les PG dominées se trouvent à l'intérieur de l'arc de PG qui définit la frontière de compromis. Ces PG dominées seraient généralement moins souhaitables, étant donné qu'un gain dans une mesure de rendement peut être obtenu sans un compromis correspondant dans l'autre. S'il s'avère qu'un sous-ensemble de PG présente un rendement similaire dans l'ensemble des MO de référence, alors leur rendement dans les MO de robustesse peut être utilisé pour aider les gestionnaires à évaluer quelles PG peuvent être plus souhaitables que d'autres.

De nombreuses PG fondées sur un indice ont généré des prises à court terme inférieures à la récente moyenne de 2012 à 2019, quel que soit l'état actuel par rapport au PRL. À court terme, ce comportement est attribuable à la diminution prévue de l'indice du RPFD dans les premières années de la projection. En fin de compte, les conseils sur les prises réalisées découlant de ces PG seront déterminés par un indice mis à jour au fur et à mesure que les nouvelles données de relevé seront traitées.



---

## 7.1. MORTALITÉ NATURELLE

L'ensemble de référence visait à explorer la robustesse des PG par rapport à d'autres hypothèses concernant la mortalité naturelle chez le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Le taux de mortalité naturelle des populations de poissons est un paramètre de productivité important qui influe sur l'estimation de la biomasse et le calcul des points de référence, mais il n'est souvent pas estimé directement. La mortalité naturelle peut être directement estimée de plusieurs façons, par exemple à partir d'une courbe des prises d'une population inexploitée ou de multiples années de retours d'étiquettes (bien que l'estimation puisse être faussée si les taux de perte des étiquettes et de déclaration des étiquettes sont inconnus).

De nombreuses méthodes ont été élaborées pour estimer  $M$  à partir des paramètres du cycle biologique accessibles. The Barefoot Ecologist's Toolbox fournit une application Shiny pratique qui estime indirectement  $M$  à l'aide de diverses méthodes empiriques publiées. Les estimations de  $M$  varient de 0,05 à 0,25, selon la méthode empirique. Cependant, les valeurs élevées ont été estimées à partir des paramètres de croissance et sont peu probables pour ce stock étant donné l'âge maximum élevé observé. Le sébaste à dos épineux, comme son nom l'indique, a une nageoire dorsale épineuse particulièrement haute et, comme tous les sébastes, peut injecter un poison à travers ses épines. Ces caractéristiques rendent également irréalistes les estimations de la maturité naturelle dérivées de la croissance pour le sébaste à dos épineux. D'autres évaluations du sébaste à dos épineux, comme celles de la côte Ouest des États-Unis, ont également utilisé des valeurs de  $M$  situées dans la fourchette inférieure (Langseth *et al.* 2021).

Les taux de mortalité naturelle peuvent changer au fil du temps, par exemple, en raison de changements dans l'abondance de la population de prédateurs. Par exemple, la morue-lingue est un prédateur des espèces de sébastes, y compris des sébastes à dos épineux juvéniles. Cependant, les études des contenus stomacaux ne permettent souvent pas de déterminer les espèces de sébastes au-delà des sébastes non identifiés (Beaudreau et Essington 2007).

On sait aussi que les pinnipèdes sont des prédateurs des sébastes (Fritz *et al.* 2019 ; Thomas *et al.* 2022). Le sébaste ne semble pas constituer une grande partie du régime alimentaire des pinnipèdes, mais la prédation exercée par les pinnipèdes pourrait avoir augmenté en raison de l'abondance croissante des phoques et des otaries en Colombie-Britannique. Le nombre de phoques communs a augmenté en Colombie-Britannique, passant d'un creux d'environ 10 000 individus dans les années 1960 à plus de 100 000 au début des années 2000 ; la population s'est stabilisée depuis (MPO 2022b). La plus récente évaluation de l'otarie de Steller estime que l'abondance de la population de la Colombie-Britannique était d'environ 42 000 individus en 2017 (MPO 2021). La trajectoire de la population affiche une augmentation spectaculaire de l'abondance depuis le minimum estimé dans la série chronologique, d'environ 8 000 individus au début des années 1970.

Une analyse génétique de l'ADN dans les matières fécales des pinnipèdes a été entreprise (S. Tucker, MPO, comm. pers. 2020), mais il n'est pas possible de distinguer le sébaste à dos épineux du sébaste cuivré, du sébaste brun et du sébaste à bandes jaunes. Par conséquent, la proportion de sébaste à dos épineux consommée est incertaine pour le moment.

## 7.2. AIRES DE CONSERVATION DU SÉBASTE

Dans le cadre de la stratégie de conservation du sébaste, 164 aires de conservation du sébaste (ACS), dans lesquelles les pêches ciblant le sébaste ou le capturant comme prises accessoires

---

sont interdites, ont été établies dans les eaux de la Colombie-Britannique entre 2004 et 2006 (Yamanaka et Logan 2010). Il y a 36 ACS dans les eaux extérieures, qui couvrent plus de 3 200 kilomètres carrés (Dunham *et al.* 2020). Sur ces 3 200 kilomètres carrés, environ 970 kilomètres carrés (29,7 %) constituent un habitat approprié pour les sébastes. Au total, environ 14 % de l'habitat des sébastes dans les eaux extérieures se trouve dans une ACS. D'autres habitats se trouvent dans d'autres zones protégées et ne sont pas inclus dans ces chiffres.

Un relevé par véhicules téléguidés (VTG), qui a examiné l'efficacité des ACS, a échantillonné 7 ACS le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, mais n'a pas observé un effet important sur la densité ou la taille des sébastes. Cette étude a été réalisée alors que ces ACS n'étaient en place que depuis 6 à 7 ans (Haggarty *et al.* 2016). Compte tenu de la longévité du sébaste, il faudra sans doute plus de 20 ans pour que les populations affichent des réactions aux zones fermées (Starr *et al.* 2015).

Un relevé par plongée sous-marine a observé des densités considérablement plus élevées de sébastes à dos épineux dans l'ACS de l'archipel Broken Group comparativement à d'autres sites dans la baie Barkley (Haggarty *et al.* 2017). Dans le cadre d'une exploration de l'effet des ACS sur la taille du sébaste après 13 à 15 ans de mesures de protection, des sébastes plus gros ont été trouvés sur la côte centrale dans les deux plus grandes ACS étudiées comparativement aux sites témoins, mais il n'y avait aucune différence de taille dans trois autres ACS et les poissons d'un des ACS étaient plus petits que ceux du site témoin (McGreer *et al.* 2020).

Les ACS étant maintenant en place depuis 17 à 19 ans, nous pourrions commencer à y trouver bientôt des effets importants de réserve comme des sébastes plus grands et en plus forte densité dans un avenir proche. La mesure dans laquelle les sébastes des ACS peuvent constituer une source inexploitée de recrutement pour les pêcheries n'a toutefois pas encore été déterminée.

### 7.3. ÉTAT DU STOCK

Avec le cadre des PG, le risque acceptable de dépassement des points de référence est établi au début du processus, c'est-à-dire à l'étape 2 des pratiques exemplaires, et les points de référence et l'état des stocks n'ont pas besoin d'être explicitement déclarés (Anderson *et al.* 2021). Les points de référence sont intégrés dans les mesures de rendement en tant que résultats des PG, c'est-à-dire la probabilité de dépasser le point de référence avec une certaine PG dans les projections. Les dispositions relatives aux stocks de poissons mettent l'accent sur la détermination de l'état relatif au PRL et au PRS, selon la politique de l'AP, car l'état détermine également les objectifs stratégiques pour l'avenir (MPO 2009).

Pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures, nous avons défini trois modèles opérationnels pour l'ensemble de référence. Deux d'entre eux différaient en ce qui a trait au taux de mortalité naturelle. Le premier MO a utilisé une valeur moyenne « de base » pour  $M$  basée sur les informations scientifiques les plus récentes disponibles pour prédire le paramètre, avec des valeurs différentes, y compris un scénario de continuité de l'évaluation de 2011, dans les autres MO. Le troisième a exploré différents niveaux de prise pour la pêche récréative, car la série chronologique historique des prises est courte et assujettie à des facteurs d'expansion qui peuvent être imprécis. L'état du stock en 2021 était robuste, selon ces facteurs. En effectuant la moyenne des trois MO de référence, on obtient une probabilité très élevée (> 99 %) que le stock en 2021 soit supérieur à la fois au PRL et au PRS.

La mesure A du COSEPAC mesure le déclin sur trois générations (annexe H). En effectuant la moyenne des trois MO de référence, notre analyse montre qu'il y a une forte probabilité que la population ait diminué de 30 % depuis 1941 (avec une probabilité de 98–99 % pour chaque MO,

---

individuellement). La probabilité que le stock ait diminué de 50 % n'était élevée que dans le MO (2), avec une faible mortalité naturelle. Il est peu probable que le stock ait diminué de 70 %.

#### 7.4. CONSIDÉRATIONS D'ORDRE ENVIRONNEMENTAL

En prévision de l'inclusion du sébaste à dos épineux des eaux extérieures dans le deuxième lot de grands stocks prescrits en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons, nous avons pris en compte les effets incertains des conditions environnementales en établissant des MO qui varient de par la mortalité naturelle et en ajoutant un MO avec un recrutement réduit (MO B).

Il est notoirement difficile d'établir une relation mécaniste entre les variables environnementales (VE) et les aspects de la productivité d'une population (p. ex. la croissance, la maturité, le recrutement, la mortalité naturelle) pour les poissons marins (Rose 2000 ; Maunder et Thorson 2019 ; Punt *et al.* 2021). Même l'établissement de corrélations peut s'avérer difficile, et ces relations peuvent même ne pas se maintenir dans le temps (Myers 1998 ; Tamburello *et al.* 2019). L'intégration des effets environnementaux dans les évaluations peut fausser les avis en fonction du degré de compréhension de la relation entre l'environnement et la productivité (Haltuch *et al.* 2019). De plus, l'extrême longévité du sébaste, en tant que stratégie de cycle biologique, permet aux stocks de traverser des périodes de conditions environnementales défavorables (Beamish *et al.* 2006).

Malgré la difficulté d'établir des relations mécanistes entre la productivité des poissons marins et la variabilité climatique, certaines études sur les effets du climat sur l'abondance et la répartition des sébastes du Pacifique ont été menées. En Colombie-Britannique, English *et al.* (2021) ont utilisé les données de relevé au chalut pour montrer que les tendances de la biomasse de 38 poissons démersaux, y compris le sébaste à dos épineux, sont négativement associées au réchauffement. Cependant, lorsque le climat et la biomasse sont convertis en vitesses – la vitesse à laquelle une population devrait se déplacer pour maintenir des conditions constantes, ainsi que sa direction – l'effet de la température dépendait des conditions locales. Les emplacements qui sont actuellement plus frais n'ont pas montré de changement dans la biomasse avec un réchauffement futur. Toutefois, les emplacements qui sont actuellement plus chauds ont montré un déclin plus important de la biomasse locale avec un réchauffement futur.

Une étude sur l'abondance de sébastes juvéniles dans l'écosystème du courant de Californie a révélé que le recrutement était au moins partiellement déterminé par les sources d'eau. Un recrutement élevé a été associé à de l'eau plus froide, contenant des concentrations plus élevées d'oxygène dissous, ce qui est indicatif de l'eau subarctique du Pacifique. À l'inverse, une eau plus chaude et plus saline d'origine probablement subtropicale ou équatoriale qui contient moins d'oxygène dissous a été associée à un recrutement plus faible de sébaste (Schroeder *et al.* 2018). Pour les espèces qui vivent dans des milieux benthiques, les modèles océanographiques pertinents doivent tenir compte de la profondeur (Huff *et al.* 2012 ; Schroeder *et al.* 2018).

L'incertitude du modèle demeure un obstacle important à l'élaboration de modèles écosystémiques pour la gestion des pêches basée sur les écosystèmes (GPBE). À mesure que la complexité du modèle augmente, davantage de données sont nécessaires pour informer les paramètres du modèle et ainsi décrire l'état actuel de la nature. L'incertitude du modèle serait élevée pour les espèces pour lesquelles les données sont limitées, et les résultats du modèle pourraient ne pas être appropriés pour éclairer les conseils de gestion (Plagányi 2007). Cependant, les modèles écosystémiques peuvent être utilisés stratégiquement dans le cadre d'une évaluation de la stratégie de gestion (ESG). Les modèles écosystémiques servent de MO, dont l'ensemble

---

reflète des hypothèses particulières définies par l'utilisateur comme étant importantes. Cette approche libère l'utilisateur du besoin strict d'élaborer et de défendre un modèle écosystémique unique reflétant le meilleur scénario possible (Link *et al.* 2012).

Ici, nous ne modélisons pas directement une variable environnementale individuelle (par exemple, la température ou l'oxygène dissous), car nous n'avons pas d'hypothèses a priori sur la relation entre une VE et la productivité. Nous examinons plutôt les effets des conditions environnementales sur la productivité du stock en évaluant les PG dans les MO avec différents taux de mortalité naturelle, et dans des scénarios de faible recrutement et de faible inclinaison. Nous supposons ainsi qu'un nombre quelconque d'interactions biologiques d'effets environnementaux peuvent agir sur le stock, entraînant des taux différents de mortalité naturelle ou une réduction du recrutement. Au lieu de comprendre les relations entre les VE et la productivité, nous sommes toujours en mesure de tester les PG en tenant compte de ces incertitudes. L'utilisation de modèles écosystémiques dans les ESG demeure limitée (Perryman *et al.* 2021), mais à mesure que la demande de GPBE continue d'augmenter, et si les modèles écosystémiques deviennent plus accessibles, il sera important d'examiner comment intégrer les modèles écosystémiques dans le cadre des PG pour les futures évaluations du sébaste à dos épineux.

## 7.5. PRISE HISTORIQUE

L'autre grande source d'incertitude dans nos analyses est l'ampleur des prises historiques, ainsi que l'absence d'enquête de relevé indépendant de la pêche avant et pendant la période d'exploitation maximale observée dans les années 1980 et au début des années 1990.

L'incertitude concernant les prises commerciales est attribuable à la déclaration des sébastes autres que le sébaste du Pacifique dans une catégorie agrégée avant 1950, et à l'ampleur des prises non déclarées au cours de la période 1986 à 2005. Haigh et Yamanaka (2011) ont reconstitué les données sur les prises historiques jusqu'en 2005 et tenté de séparer le sébaste à dos épineux de la catégorie agrégée des sébastes et de tenir compte des poissons rejetés. Nous avons donc repris la même approche que Yamanaka *et al.* (2011) pour reconstituer les données historiques sur les prises récréatives et estimer les prises récréatives actuelles. La reconstitution demeure la meilleure estimation disponible des données historiques sur les prises commerciales. D'autres reconstitutions, comme l'application d'un taux de rejet élevé à la pêche au chalut, ont été jugées hautement improbables, car les pics de prises auraient été supérieurs à ceux des pêches à l'hameçon et à la ligne qui ciblent le sébaste à dos épineux.

Aucun échantillon biologique n'a été prélevé dans le cadre de la pêche commerciale depuis 2010. Ainsi, on ne sait pas explicitement comment la distribution des âges des poissons capturés dans la pêche commerciale a évolué au fil du temps. Nous avons utilisé le poids moyen pour confirmer indirectement que les pratiques de pêche n'ont pas beaucoup changé depuis 2006. L'élaboration d'un protocole d'échantillonnage biologique pour une pêche de type « prise vivante » permettrait de combler ce manque d'informations pour les évaluations futures.

Comme dans l'examen du plan de rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux intérieures et dans la demande de cadre des PG du sébaste à dos rayé des eaux intérieures, les prises à des fins ASR ne sont pas explicitement incluses et restent incertaines pour le sébaste à dos rayé des eaux extérieures (Haggarty *et al.* 2021 ; Huynh *et al.* 2024). Toutefois, certaines prises à des fins ASR font partie des prises commerciales (annexe C.3), car certains sébastes à dos épineux seront pêchés et débarqués lors de sorties de « pêche mixte » au cours desquelles la pêche commerciale et la pêche à des fins ASR sont pratiquées. Les poissons sont débarqués et font

---

l'objet d'un contrôle à quai, de sorte que les données sont incluses dans les bases de données commerciales du MPO.

Les applications futures du cadre des PG pour ce stock bénéficieraient d'un travail de collaboration plus détaillé avec les Premières Nations pour quantifier les prises à des fins ASR contemporaines et historiques en Colombie-Britannique. En accordant la priorité aux collaborations, le MPO pourra établir des relations mutuellement bénéfiques qui contribueront à lever les incertitudes liées aux informations sur les prises à des fins ASR.

## **7.6. FRÉQUENCE ET FACTEURS DÉCLENCHEURS DES RÉÉVALUATIONS**

Le cadre des procédures de gestion peut servir à déterminer et à choisir une procédure de gestion solide qui peut être laissée en place pendant une période convenue. Il est également recommandé de procéder à des vérifications provisoires entre les mises à jour de la PG pour s'assurer que la PG sélectionnée fonctionne comme prévu. En plus des étapes des pratiques exemplaires de l'évaluation de la stratégie de gestion, Carruthers et Hordyk (2018a) décrivent une étape d'évaluation finale, dans laquelle le rendement de la PG sélectionnée est examiné officiellement une fois qu'elle a été mise en œuvre. Les écarts par rapport au rendement attendu d'une PG ont été qualifiés de « circonstances exceptionnelles ». Ils peuvent se produire lorsque la dynamique du système observé se situe en dehors de l'éventail des scénarios de MO simulés dans les modèles opérationnels (Butterworth 2008).

La preuve de circonstances exceptionnelles, survenant dans l'intervalle recommandé entre les évaluations, déclencherait un examen des modèles opérationnels et de la procédure de gestion, ce qui pourrait donner lieu à un nouveau modèle opérationnel ou un rajustement de la procédure de gestion choisie (Carruthers et Hordyk 2018b). Nous présentons ici l'indice découlant du RPF, ainsi que l'âge moyen comme des indicateurs potentiels pour une réévaluation future. Ces indicateurs ont été simulés dans la projection, car les données réelles correspondantes devraient être disponibles à l'avenir, à mesure que le RPF se poursuit.

Un exemple de déclencheur de réévaluation pourrait être l'indice observé de l'abondance se trouvant à l'extérieur de l'intervalle de confiance à 90 % de l'indice simulé ici. Carruthers et Hordyk (2018b) et Huynh *et al.* (2022) fournissent des méthodologies statistiques pour les procédures d'évaluation formelles. Des procédures d'évaluation informelles, par rétroaction des intervenants ou comparaison visuelle des données observées par rapport aux données projetées, peuvent également être appliquées pour déterminer les circonstances exceptionnelles (p. ex. Cox et Kronlund 2008).

Les procédures informelles qui utilisent plusieurs sources de preuves pourraient être préférables à un critère formel et prédéfini pour déterminer les circonstances exceptionnelles. Les procédures informelles permettent de prendre en compte différents types d'informations qu'il peut être difficile de rendre opérationnelles dans le cadre d'un protocole formel. Pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures, le rapport de synthèse sur les poissons de fond peut être utilisé comme référence pour indiquer les circonstances exceptionnelles (Anderson *et al.* 2019). L'indice présenté dans le rapport de synthèse sur les poissons de fond sera probablement mis à jour chaque année et peut être inspecté visuellement pour détecter tout changement inattendu. L'information biologique, comme les fréquences de longueur et les diagrammes à bulles d'âge, ainsi que la relation taille-poids et les diagrammes de croissance, est également présentée dans le rapport de synthèse sur les poissons de fond, fournissant des informations complémentaires aux tendances de la biomasse indiquées dans l'indice (bien que d'autres engagements des laboratoires de détermination de l'âge des poissons du MPO puissent rendre la surveillance

---

des données sur l'âge impossible pendant certaines périodes). L'approche des procédures informelles garantit également que des informations comme les observations des pêcheurs (le cas échéant) peuvent être incluses dans les discussions concernant les circonstances exceptionnelles.

## 7.7. DISCUSSIONS AU SEIN DU GROUPE DE TRAVAIL TECHNIQUE

Dans la mesure du possible, le groupe de travail technique (GTT, appendice I) a éclairé l'élaboration des MO, de mesures de rendement et des PG. Trois réunions ont eu lieu, mais n'ont toujours pas laissé suffisamment de temps aux membres du GTT pour examiner pleinement toutes les composantes d'un processus d'ESG avant la réunion d'examen par les pairs. Pour la planification future, nous recommandons que plus de temps (jusqu'à 2 semaines au lieu de 3 à 4 jours) soit accordé pour permettre aux membres d'examiner les travaux en cours avant chaque réunion du GTT. La rétroaction peut être utilisée pour rajuster les PG afin d'atteindre des critères de rendement précis, p. ex. les niveaux de biomasse ou de prise, et pour peaufiner les paramètres de rendement et les MO avant l'examen du document de travail.

En ce qui a trait aux paramètres de rendement, le GTT a passé beaucoup de temps à discuter des points de référence pour le sébaste à dos épineux dans le cadre du contexte stratégique plus large et des lignes directrices, ainsi que d'autres indicateurs possibles de la santé des stocks et de l'écosystème. Bien que nous reconnaissons que ces sujets sont plus importants que ce qui peut être abordé dans une analyse d'évaluation des stocks, nous pensons que ces discussions surviendront probablement dans d'autres évaluations d'espèces et d'autres contextes, et il est donc utile de commencer à les documenter ; des directives de niveau supérieur pourraient suivre. Ces discussions sont susceptibles d'être plus pertinentes dans le contexte de la cogestion des pêches et de la cohérence avec les systèmes de connaissances autochtones (Kovach 2021).

L'utilisation de points de référence  $B_0$  fondés sur l'épuisement avec des points de référence basés sur  $B_{RMD}$  a été discutée. Les directives récentes du MPO recommandent d'utiliser des points de référence fondés sur  $B_{RMD}$  lorsque cela est techniquement possible, ce qui reflète une décision stratégique implicite de définir les dommages graves en matière de réduction de la production excédentaire (MPO 2023). Certains membres du GTT ont exprimé une préférence pour les points de référence fondés sur l'épuisement, car ils les trouvent plus cohérents avec la réflexion sur les tendances de l'abondance au fil du temps, et plus favorables à la prise en compte des effets sur l'écosystème et des considérations écosystémiques plus larges (Reid *et al.* 2022). À cette fin, nous avons accompagné tous les énoncés et toutes les figures relatifs à la biomasse des stocks de  $B_{RMD}$  et de  $B_0$ .

Le choix de l'unité pour le point de référence pourrait être particulièrement pertinent pour les espèces avec une courbe plus accentuée, ce qui fausse le sommet de la courbe de rendement vers un niveau d'épuisement plus faible. Dans cette analyse, nous avons constaté que 40 % de  $B_{RMD}$  correspond à environ 12 % de  $B_0$ , ce qui peut représenter un état disproportionnellement nocif compte tenu de considérations écosystémiques supplémentaires, comme le maintien de la stabilité du réseau trophique. D'autres recherches sont nécessaires pour élucider la mesure dans laquelle le prélèvement du sébaste à dos épineux perturbe les processus écosystémiques.

Il a également été proposé d'élaborer des indicateurs non liés à la biomasse conçus pour évaluer la troncature de la structure par âge et par taille du stock. Ici, nous faisons rapport sur la structure par âge empirique et comparons la structure par âge observée à la structure d'âge d'équilibre prévue si la biomasse du stock était au PRL. Nous trouvons cette comparaison particulièrement utile pour mettre en évidence la persistance des classes d'âge supérieures dans nos données

---

observées, qui peut disparaître si le stock se rapproche du PRL. Le maintien des classes d'âge supérieures est également l'un des principaux objectifs de conservation des ACS et des zones de protection marines (ZPM) qui sont en cours d'établissement en Colombie-Britannique.

Les directives récentes du MPO sur l'élaboration des PRL font spécifiquement référence à la politique de l'AP, et les directives visent à éviter de graves dommages aux stocks cibles (MPO 2023). Les directives sur les fonctions écosystémiques plus vastes et d'autres considérations environnementales dépassent la portée des directives du MPO (2023). Nous reconnaissons la complexité de fournir des conseils liés au fonctionnement de l'écosystème et aux considérations environnementales, et nous fournissons cette section sur les discussions comme un moyen de documenter ces questions, car elles continuent d'exister et sont de plus en plus souvent abordées dans les discussions sur l'évaluation des stocks d'espèces.

## **8. REMERCIEMENTS**

Nous sommes reconnaissants au groupe de travail technique (Sean Anderson, Alejandro Frid, Rowan Haigh, Rob Kronlund, Jim Lane, Christine Macinnis, Chris Sporer, Rob Tadey, Kyle Wilson, Jordan Belveal et Angus Grout) ainsi qu'à tous les participants à l'atelier de 2021 sur les objectifs relatifs au sébaste à dos épineux pour leurs discussions et leurs conseils utiles concernant les objectifs de pêche et les dispositions relatives aux stocks de poissons. Sean Anderson et Rowan Haigh ont offert une discussion utile sur les aspects techniques de l'analyse. Nous remercions également Dave Renwall pour sa suggestion d'étudier le poids moyen de la pêche commerciale dans la base de données du FOS et Brian Mose pour un aperçu de l'histoire de la pêche au chalut.

Rowan Haigh a également formulé des conseils sur l'algorithme de reconstitution historique des prises et Maria Cornthwaite a transmis des données sur la pêche mixte.

---

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Anderson, S.C., Forrest, R.E., Huynh, Q.C., et Keppel, E.A. 2021. [Un cadre des procédures de gestion pour le poisson de fond en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/007 : vi + 150 p.
- Anderson, S.C., Grandin, C., Edwards, A.M., Grinnell, M.H., Ricard, D., et Haigh, R. 2022a. csasdown : Reproducible CSAS Reports with bookdown. R package version 0.0.10.
- Anderson, S.C., Grandin, C., Forrest, R.E., et Huynh, Q.C. 2022b. ggmse : Tools for Working With DLMtool and MSEtool. R package version 0.0.2.9000.
- Anderson, S.C., Keppel, E.A., et Edwards, A.M. 2019. Synthèse des données reproductibles pour plus de 100 espèces de poissons de fond de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/041 : vii + 333 p.
- Anderson, S.C., Ward, E.J., English, P.A., et Barnett, L.A.K. 2022c. [sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields](#). bioRxiv.
- Beamish, R.J., McFarlane, G.A., et Benson, A. 2006. [Longevity overfishing](#). Progress In Oceanography 68(2-4) : 289-302.
- Beaudreau, A.H., et Essington, T.E. 2007. [Spatial, Temporal, and Ontogenetic Patterns of Predation on Rockfishes by Lingcod](#). Trans. Am. Fish. Soc. 136 : 1438-1452.
- Berkson, J., et Thorson, J.T. 2015. [The Determination of Data-Poor Catch Limits in the United States: Is There a Better Way?](#) ICES J. Mar. Sci. 72(1) : 237-242.
- Butterworth, D.S. 2008. Some lessons from implementing management procedures. Edited by K. Tsukamoto, T. Kawamura, T. Takeuchi, T.D. Beard, Jr., and M.J. Kaiser. *Dans Fisheries for Global Welfare and Environment, 5th World Fisheries Congress 2008*. TERRAPUB, Toyko. p. 381-397.
- Butterworth, D.S., et Punt, A.E. 1999. [Experiences in the Evaluation and Implementation of Management Procedures](#). ICES J. Mar. Sci. 56(6) : 985-998.
- Carrasquilla-Henao, M., Yamanaka, K.L., Haggarty, D., et Juanes, F. 2021. [Predicting important rockfish \(\*Sebastes\* spp.\) habitat from large-scale longline surveys for southern British Columbia, Canada](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76(5) : 682-694.
- Carruthers, T.R., et Hordyk, A. 2018a. [The Data-Limited Methods Toolkit \(DLMtool\): An R package for informing management of data-limited populations](#). Meth. Ecol. Evol. 9 : 2388-2395.
- Carruthers, T.R., et Hordyk, A.R. 2018b. [Using management strategy evaluation to establish indicators of changing fisheries](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. : 1-16.



- 
- Carruthers, T.R., Kell, L.T., Butterworth, D.D.S., Maunder, M.N., Geromont, H.F., Walters, C., McAllister, M.K., Hillary, R., Levontin, P., Kitakado, T., et Davies, C.R. 2016. [Performance Review of Simple Management Procedures](#). ICES J. Mar. Sci. J. Cons. 73(2) : 464-482.
- COSEPAC. 2009. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le Sébaste à dos épineux *Sebastes maliger* au Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- COSEPAC. 2015. [Processus d'évaluation, catégories et lignes directrices du COSEPAC](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- Cox, S.P., et Benson, A.J. 2016. Roadmap to More Sustainable Pacific Herring Fisheries in Canada : A Step-by-Step Guide to the Management Strategy Evaluation Approach.
- Cox, S.P., Doherty, B., Benson, A.J., Johnson, S.D., et Haggarty, D. 2020. Évaluation des stratégies de rétablissement possibles pour le sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures de la Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/069 : ix + 151 p.
- Cox, S.P., et Kronlund, A.R. 2008. [Practical Stakeholder-Driven Harvest Policies for Groundfish Fisheries in British Columbia, Canada](#). Fish. Res. 94(3) : 224-237.
- DFO. 2022. South Coast Assessment Bulletin, 2021 Final Creel Survey Update, Recreational Fishery South Coast Tidal Waters. Fisheries ; Oceans Canada.
- Dick, E.J., Beyer, S., Mangel, M., et Ralston, S. 2017. [A meta-analysis of fecundity in rockfishes \(genus \*Sebastes\*\)](#). Fish. Res. 187 : 73-85.
- Doherty, B., Benson, A.J., et Cox, S.P. 2019. Résumé des données et examen du relevé à la palangre sur fond dur de la PHMA en Colombie-Britannique après les 10 premières années (2006-2016). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3276 : ix + 75 p.
- Doherty, B., et Haggarty, D.R. 2022. Evaluation of changes to the IPHC Fishery-Independent Setline Survey (FISS) with implications for management of select groundfish species in British Columbia. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3483 : vi + 64 p.
- Dunham, J.S., Yu, F., Haggarty, D., Deleys, N., et Yamanaka, L. 2020. [Une évaluation régionale des paramètres écologiques des aires de conservation du sébaste en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/026 : ix + 96 p.
- Edwards, A.M., Anderson, S.C., Keppel, E.A., et Grandin, C. 2022. gfishc : Data Extraction and Analysis for Groundfish Data from the IPHC Longline Survey in BC.
- English, P.A., Ward, E.J., Rooper, C.N., Forrest, R.E., Rogers, L.A., Hunter, K.L., Edwards, A.M., Connors, B.M., et C., A.S. 2021. Contrasting climate velocity impacts in warm and cool locations show that effects of marine warming are worse in already warmer temperate waters. Fish and Fisheries 23 : 239-255.

- 
- Fennie, H.W., Sponaugle, S., Daly, E.A., et Brodeur, R.D. 2020. [Prey tell: what quillback rockfish early life history traits reveal about their survival in encounters with juvenile coho salmon](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 650 : 7-18.
- Forrest, R.E., McAllister, M.K., Dorn, M.W., Martell, S.J.D., et Stanley, R.D. 2010. [Hierarchical Bayesian estimation of recruitment parameters and reference points for Pacific rockfishes \(\*Sebastes\* spp.\) under alternative assumptions about the stock-recruit function](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67(10) : 1611-1634.
- Frid, A., et Marliave, J. 2010. [Predatory fishes affect trophic cascades and apparent competition in temperate reefs](#). Biol. Lett. 6(533-536).
- Frid, A., McGreer, M., Haggarty, D.R., Beaumont, J., et Gregr, E.J. 2016. [Rockfish size and age: The crossroads of spatial protection, central place fisheries and Indigenous rights](#). Glob. Ecol. Conserv. 8 : 170-182.
- Fritz, L., Brost, B., Laman, E., Luxa, K., Sweeney, K., Thomason, J., Tollit, D., Walker, W., et Zeppelin, T. 2019. [A re-examination of the relationship between Steller sea lion \(\*Eumetopias jubatus\*\) diet and population trend using data from the Aleutian Islands](#). Can. J. Zool. 97 : 1137-1155.
- Geromont, H.F., et Butterworth, D.S. 2015. [Complex Assessments or Simple Management Procedures for Efficient Fisheries Management: A Comparative Study](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1) : 262-274.
- Gregory, R., Failing, L., Harstone, M., Long, G., et McDaniels, T.L. (*Éditeurs*). 2012. Structured Decision Making : A Practical Guide to Environmental Management Choices. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Gregr, E.J., Haggarty, D.R., Davies, S.C., Fields, C., et Lessard, J. 2021. [Comprehensive marine substrate classification applied to Canada's Pacific shelf](#). PLoS ONE 16(10).
- Haggarty, D.R. 2019. [Examen de l'utilisation de dispositifs de recompression comme outils pour réduire les effets des barotraumatismes chez les sébastes en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/042 : vi + 41 p.
- Haggarty, D.R., Huynh, Q.C., Forrest, R.E., Anderson, S.C., Bresch, M.J., et Keppel, E.A. 2021. [Évaluation des stratégies de rétablissement possibles pour le sébaste aux yeux jaunes \(\*S. ruberrimus\*\) des eaux intérieures de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/008 : vi + 149 p.
- Haggarty, D.R., Lotterhos, K.E., et Shurin, J.B. 2017. [Young-of-the-year recruitment does not predict the abundance of older age classes in black rockfish in Barkley Sound, British Columbia, Canada](#). Marine Ecology Progress Series 574 : 113-126.
- Haggarty, D.R., Shurin, J.B., et Yamanaka, K.L. 2016. [Assessing population recovery inside British Columbia's Rockfish Conservation Areas with a remotely operated vehicle](#). Fish. Res. 183 : 165-179.
-

- 
- Haggarty, D.R., Siegle, M.R., Litt, M.A., et Huynh, Q. 2022. [Quillback Rockfish Fishery and Conservation Objectives Workshop Summary Report](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3488 : viii + 56 p.
- Haigh, R., et Yamanaka, K.L. 2011. Catch history reconstruction for rockfish (*Sebastes spp.*) caught in British Columbia coastal waters. DFO Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2943 : viii + 124 p.
- Haltuch, M.A., Brooks, E.N., Brodziak, J., Devine, J.A., Johnson, K.F., Klibansky, N., Nash, R.D.M., Payne, M.R., Shertzer, K.W., Subbey, S., et Wells, B.K. 2019. [Unraveling the recruitment problem: A review of environmentally-informed forecasting and management strategy evaluation](#). Fish. Res. 217 : 198-216.
- Hamel, O.S. 2015. [A method for calculating a meta-analytical prior for the natural mortality rate using multiple life history correlates](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1) : 62-69.
- Hand, C.M., Candy, J.R., et Richards, L.J. 1990. Results of the 1986-1988 Inshore Rockfish Harvest Log Program. DFO Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2069 : iii + 41 p.
- Hand, C.M., et Richards, L.J. 1988. Results of the 1986 Rockfish Harvest Log Program. DFO Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1986 : iv + 23 p.
- Hilborn, R., et Walters, C.J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment : Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York.
- Hoenig, J.M. 1983. Empirical Use of Longevity Data to Estimate Mortality Rates. Fish. Bull. 82(1) : 898-903.
- Hordyk, A., Huynh, Q., et Carruthers, T. 2023. [MSEtool: Management Strategy Evaluation Toolkit](#).
- Huff, D.D., Lindley, S.T., Wells, B.K., et Chai, F. 2012. Green Sturgeon Distribution in the Pacific Ocean Estimated from Modeled Oceanographic Features and Migration Behavior. PLoS ONE 7(9) : e45852.
- Hurtado-Ferro, F., Szuwalski, C.S., Valero, J.L., Anderson, S.C., Cunningham, C.J., Johnson, K.F., Licandeo, R., McGilliard, C.R., Monnahan, C.C., Muradian, M.L., Ono, K., Vert-Pre, K.A., Whitten, A.R., et Punt, A.E. 2014. [Looking in the rear-view mirror: bias and retrospective patterns in integrated, age-structured stock assessment models](#). ICES Journal of Marine Science 72(1) : 99-110.
- Huynh, Q.C., Legault, C.M., Hordyk, A.R., et Carruthers, T.R. 2022. [A closed-loop simulation framework and indicator approach for evaluating impacts of retrospective patterns in stock assessments](#). ICES J. Mar. Sci.
- Huynh, Q.C., Siegle, M.R., et Haggarty, D.R. 2024. Application du cadre des procédures de gestion pour le sébaste à dos épineux (*Sebastes maliger*) des eaux intérieures de la Colombie-Britannique en 2021. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/017 : iv + 170 p.

- 
- Keppel, E.A., Anderson, S.C., Edwards, A.M., Grandin, C., et English, P.A. 2022. gfddata : Data Extraction for DFO PBS Groundfish Stocks. R package version 0.1.2.
- Kovach, M. 2021. Indigenous Methodologies : Characteristics, Conversations, and Contexts, Second Edition. University of Toronto Press, Toronto.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., et Bell, B.M. 2016. [TMB: Automatic Differentiation and Laplace Approximation](#). J. Stat. Soft. 70(5) : 1-21.
- Kuriyama, P.T., Branch, T.A., Hicks, A.C., Harms, J.H., et Hamel, O.S. 2018. [Investigating three sources of bias in hook-and-line surveys: survey design, gear saturation, and multispecies interactions](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76(2) : 192-207.
- Langseth, B.J., Wetzel, C.R., Cope, J.M., Tsou, T.-S., et Hillier, L.K. 2021. Status of quillback rockfish (*Sebastes maliger*) in U.S. waters off the coast of Washington in 2021 using catch and length data. Pacific Fisheries Management Council, Portland, Oregon.
- Lewis, D.M. 2004. West Coast Vancouver Island Sport Fishery Creel Survey Statistics 2001 and Historical Data 1984–2000. DFO Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2639 : 66 p.
- Lindgren, F., Rue, H., et Lindström, J. 2011. [An Explicit Link between Gaussian Fields and Gaussian Markov Random Fields: The Stochastic Partial Differential Equation Approach](#). J. R. Stat. Soc. B. 73(4) : 423-498.
- Link, J.S., Ihde, T.F., Harvey, C.J., Gaichas, S.K., Field, J.C., Brodziak, J.K.T., Townsend, H.M., et Peterman, R.M. 2012. Dealing with uncertainty in ecosystem models : The paradox of use for living marine resource management. Progress in Oceanography 102 : 102-114.
- Marentette, J.R., Kronlund, A.R., Healey, B., Forrest, R., et Holt, C. 2021. [Favoriser la durabilité dans le contexte des dispositions concernant les stocks de poissons et du cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/062 : viii + 60 p.
- Maunder, M.N. 2002. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of maximum sustainable yield. Fish and Fish. 3 : 251-260.
- Maunder, M.N., et Thorson, J.T. 2019. [Modeling temporal variation in recruitment in fisheries stock assessment: A review of theory and practice](#). Fish. Res 217 : 71-86.
- McAllister, M.K., et Ianelli, J.N. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling/importance resampling algorithm. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54 : 284-300.
- McGreer, M., et Frid, A. 2017. [Declining size and age of rockfishes \(\*Sebastes\* spp.\) inherent to Indigenous cultures of Pacific Canada](#). Ocean Coast. Manage. 145 : 14-20.
- McGreer, M., Frid, A., Blaine, T., Hankewich, S., Mason, E., Reid, M., et Kobluk, H. 2020. [Growth parameter  \$k\$  and location affect body size responses to spatial protection by exploited rockfishes](#). PeerJ 8 : e9825.

- 
- Methot, R.D., et Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis : A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fish. Res. 142 : 86-99.
- Miller, D.C.M., et Shelton, P.A. 2010. ["Satisficing" and trade-offs: evaluating rebuilding strategies for Greenland halibut off the east coast of Canada](#). ICES J. Mar. Sci. 67(9) : 1896-1902.
- Monnahan, C.C., et Kristensen, K. 2018. No-U-turn sampling for fast Bayesian inference in ADMB and TMB : Introducing the admuts and tmbstan R packages. PLoS ONE 13(5) : e0197954.
- MPO. 2006. Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#).
- MPO. 2013. Information to Be Used for the Management and Operation of the Population Ecology Division.
- MPO. 2015. [Évaluation des méthodes utilisées pour le Sondage électronique de l'effort et des prises de la pêche récréative](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/059.
- MPO. 2021. [Tendances de l'abondance et de la répartition de l'otarie de Steller \(\*Eumetopias jubatus\*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/035.
- MPO. 2022b. [Évaluation des stocks de phoque commun du pacifique \(\*Phoca vitulina richardsi\*\) au Canada en 2019](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/034.
- MPO. 2022a. [Pacific Region Integrated Fishery Management Plan. Groundfish. Effective February 21, 2022](#).
- MPO. 2023. [Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/009.
- Myers, R.A. 1998. When do environment-recruitment correlations works ? Rev. Fish. Biol. Fish. 8 : 285-305.
- Obradovich, S.G. 2018. Evaluating key assumptions of a hook-based relative abundance index derived from the catch of bottom longlines. Thesis.
- Perryman, H.A., Hansen, C., Howell, D., et Olsen, E. 2021. A Review of Applications Evaluating Fisheries Management Scenarios through Marine Ecosystem Models. Reviews in Fisheries Science and Aquaculture 4 : 800-835.
- Plagányi, É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 477 : 180 p.

- 
- Prince, J., Hordyk, A., Valencia, S.R., Loneragan, N., et Sainsbury, K. 2015. Revisiting the concept of Beverton–Holt life-history invariants with the aim of informing data-poor fisheries assessment. *ICES Journal of Marine Science* 72 : 194-203.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., De Oliveira, J.A.A., et Haddon, M. 2016. [Management Strategy Evaluation: Best Practices](#). *Fish Fish.* 17(2) : 303-334.
- Punt, A.E., Castillo-Jordán, C., Hamel, O.S., Cope, J.M., Maunder, M.N., et Ianelli, J.N. 2021. [Consequences of error in natural mortality and its estimation in stock assessment models](#). *Fish. Res.* 233 : 105759.
- R Core Team. 2023. [R: A Language and Environment for Statistical Computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rademeyer, R.A., Plagányi, É.E., et Butterworth, D.S. 2007. [Tips and Tricks in Designing Management Procedures](#). *ICES J. Mar. Sci.* 64(4) : 618-625.
- Reid, M., Collins, M.L., Hall, S.R.J., Mason, E., McGee, G., et Frid, A. 2022. [Protecting our coast for everyone's future: Indigenous and scientific knowledge support marine spatial protections proposed by Central Coast First Nations in Pacific Canada](#). *People and Nature* 4 : 1052-1070.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191.
- Robichaud, D., et Haggarty, D.R. 2022. [Comparison of Rockfish and Lingcod Catch Estimates from Internet Recreational Effort and Catch \(iREC\) and Creel Surveys](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3500 : v + 46 p.
- Rose, K.A. 2000. Why are quantitative relationships between environmental quality and fish populations so elusive? *Ecol. Apps.* 10 : 367-385.
- Rue, H., Riebler, A., Sørbye, S.H., Illian, J.B., Simpson, D.P., et Lindgren, F.K. 2016. [Bayesian Computing with INLA: A Review](#). ArXiv160400860 *Stat.*
- Schroeder, I.D., Santora, J.A., Bograd, S.J., L., H.E., Sakuma, K.M., Moore, A.M., Edwards, C.A., Wells, B.K., et Field, J.C. 2018. [Source water variability as a driver of rockfish recruitment in the California Current Ecosystem: implications for climate change and fisheries management](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76 : 950-960.
- Shelton, A.O., Thorson, J.T., Ward, E.J., et Feist, B.E. 2014. [Spatial semiparametric models improve estimates of species abundance and distribution](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71(11) : 1655-1666.
- Sinclair, A., Schnute, J., Haigh, R., Starr, P., Stanley, R., Fargo, J., et Workman, G. 2003. [Feasibility of multispecies groundfish trawl surveys on the BC coast](#). *DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc.* 2003/049. i + 34 p.
-

- 
- Smith, M.W., Then, A.Y., Wor, C., Ralph, G., Pollock, K.H., et Hoenig, J.M. 2012. [Recommendations for Catch-Curve Analysis](#). N. Amer. J. Fish. Manage. 32(5) : 956-967.
- Stan Development Team. 2023. RStan : the R interface to Stan.
- Stanley, R.D., McAllister, M.K., et Starr, P. 2012. [Updated stock assessment for Bocaccio \(\*S. paucispinis\*\) in British Columbia waters for 2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/109. ix + 73 p.
- Starr, R.M., Wendt, D.E., Barnes, C.L., Marks, C.I., Malone, D., Waltz, G., Schmidt, K.T., Chiu, J., Launer, A.L., Hall, N.C., et Yochum, N. 2015. [Variation in Responses of Fishes across Multiple Reserves within a Network of Marine Protected Areas in Temperate Waters](#). PLOS ONE 10 : e0118502.
- Tamburello, N., Connors, B.M., Fullerton, D., et Phillis, C.C. 2019. [Durability of environment-recruitment relationships in aquatic ecosystems: insights from long-term monitoring in a highly modified estuary and implications for management](#). Limnol. Oceanogr. 64 : S223-S229.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., et Hewitt, D.A. 2015. [Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species](#). ICES J. Mar. Sci. 72(1) : 82-92.
- Thomas, A.C., Deagle, B., Nordstrom, C., Majewski, S., Nelson, B.W., Acevedo-Gutiérrez, A., Jeffries, S., Moore, J., Loudon, A., Allegue, H., Pearson, S., Schmidt, M., et Trites, A.W. 2022. [Data on the diets of Salish Sea harbor seals from DNA metabarcoding](#). Sci. Data 9.
- Thorson, J.T., Shelton, A.O., Ward, E.J., et Skaug, H.J. 2015. [Geostatistical Delta-Generalized Linear Mixed Models Improve Precision for Estimated Abundance Indices for West Coast Groundfishes](#). ICES J. Mar. Sci. 72(5) : 1297-1310.
- Walters, C.J., et Ludwig, D. 1981. Effects of Measurement Errors on the Assessment of Stock-Recruitment Relationships. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38 : 704-710.
- Walters, C.J., et Martell, S.J.D. (Éditeurs). 2004. Structured Decision Making : A Practical Guide to Environmental Management Choices. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Webster, R., et Wilson, D. 2023. 2023-25 FISS design evaluation. IPHC Secretariat IPHC-2023-AM099-10.
- Wilson, D., Webster, R., Erikson, L., et Stewart, I. 2020. For Decision : IPHC 2021 Fishery-Independent Setline Survey (FISS). IPHC Secretariat IPHC-2020-SS09-05.
- Wyeth, M.R., Olsen, N., Nottingham, M.K., et Williams, D.C. 2018. Summary of the Hecate Strait synoptic bottom trawl survey, May 26 – June 22, 2015. DFO Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2018/3126 : viii + 55 p.
- Yamanaka, K.L., et Logan, G. 2010. Developing British Columbia's Inshore Rockfish Conservation Strategy. Marine and Coastal Fisheries 2 : 28-46.

---

Yamanaka, K.L., McAllister, M.K., Etienne, M.-P., et Flemming, R. 2011. [Stock Assessment and Recovery Potential Assessment for Quillback Rockfish \(\*Sebastes maliger\*\) on the Pacific Coast of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/135. vii + 151 p.



---

## ANNEXE A. DONNÉES BIOLOGIQUES

Le stock de sébaste à dos épineux des eaux extérieures est défini comme comprenant les zones 3CD (côte ouest de l'île de Vancouver) et 5ABCDE (côtes centrale et nord de la Colombie-Britannique), à l'exclusion de la zone 4B (détroit de Georgia et détroit de Johnstone) qui comprend le stock des eaux intérieures.

### A.1. ÂGE ET CROISSANCE

Les données sur l'âge du sébaste à dos épineux des eaux extérieures, dérivées des méthodes de cassure et brûlage ou de cassure et cuisson, sont disponibles à partir de divers relevés effectués depuis 2003. Les âges d'échantillons biologiques annuels du relevé à la palangre sur fond dur (RPF) sont périodiquement déterminés depuis 2006, tandis que les âges des échantillons provenant d'autres relevés, y compris le relevé à la ligne fixe indépendant de la pêche de la Commission internationale du flétan du Pacifique (CIFP), et les relevés synoptiques au chalut dans le détroit d'Hécate (SYN DH) et le bassin de la Reine-Charlotte (SYN BRC), ont été déterminés moins fréquemment. Les âges des otolithes du relevé synoptique au chalut sur la côte ouest de l'île de Vancouver (SYN COIV) n'ont pas été déterminés. Aucun sébaste à dos épineux n'a été capturé lors du relevé au chalut sur la côte ouest de Haida Gwaii. Les proportions selon l'âge sont présentées par année dans les figures A.1 et A.2.

L'âge maximal observé pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures est de 95 ans ; ce spécimen été pêché en 1992 dans le cadre de la pêche commerciale à la ligne et à l'hameçon, à la palangre.

Le sébaste à dos épineux des eaux extérieures mesure jusqu'à 64 cm de long pour les mâles et 63 cm pour les femelles (figures A.3 et A.4). Le poids maximum enregistré est de 2,3 kg pour les mâles et de 2,9 kg pour les femelles. La figure A.5 illustre les ajustements et les tracés du modèle longueur-poids pour toutes les données de relevé disponibles.

La croissance a été estimée à partir d'échantillons biologiques provenant de la pêche commerciale (annexe C) et de relevés.

La fonction longueur-poids prend la forme suivante :

$$W_i = aL_i^b, \quad (\text{A.1})$$

où  $W_i$  et  $L_i$  sont respectivement le poids et la longueur du poisson  $i$ . Les paramètres  $a$  et  $b$  sont estimés en utilisant le maximum de vraisemblance à l'aide de la loi de Student dans l'espace log :

$$\log(W_i) \sim \text{Student-t}(df = 3, \log(\hat{a}) + \hat{b} \log(L_i), \hat{\sigma}_W), \quad (\text{A.2})$$

où  $\sigma_W$  est l'écart-type résiduel et le symbole circonflexe (^) indique l'estimation d'un paramètre. Les degrés de liberté de la loi de t ont été fixés à 3 pour être robustes par rapport aux valeurs aberrantes (Anderson *et al.* 2019).

La figure A.6 illustre les ajustements et les tracés du modèle de longueur selon l'âge pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. La courbe de croissance de von Bertalanffy prend la forme suivante :

$$L_i = L_\infty \{1 - \exp[-k(A_i - t_0)]\}, \quad (\text{A.3})$$

où  $L_i$  et  $A_i$  représentent respectivement la longueur et l'âge du poisson  $i$ , et où  $L_\infty$ ,  $k$  et  $t_0$  représentent les paramètres de croissance. Ces paramètres ont été estimés en utilisant le

maximum de vraisemblance d'une distribution lognormale :

$$L_i \sim \text{Log-normal} \left( \log(\hat{L}_\infty \{1 - \exp[-\hat{k}(A_i - \hat{t}_0)]\}) - 0.5\hat{\sigma}_L^2, \hat{\sigma}_L \right), \quad (\text{A.4})$$

où  $\sigma$  est l'écart-type résiduel et où le terme d'ajustement du biais  $-0.5\sigma^2$  pour la distribution lognormale est utilisé pour modéliser la longueur moyenne plutôt que la médiane. Le modèle a été ajusté dans TMB comme décrit dans (Anderson *et al.* 2019).

Les estimations de  $L_\infty$  et  $k$  semblent être assez précises ; les intervalles de confiance pour les deux paramètres étaient de 39,057 à 39,339 et de 0,110 à 0,120, respectivement.

Les otolithes de plusieurs relevés sont nécessaires pour estimer la courbe de croissance pour toute la durée de vie du sébaste à dos épineux. Les petits poissons (âgés de moins de 10 ans) nécessaires pour estimer le paramètre  $t_0$  sont capturés dans les relevés au chalut, tandis que les poissons plus âgés capturés à la palangre éclairent l'estimation de  $l_\infty$  (figure A.7). Les poissons à croissance plus rapide sont plus susceptibles d'être capturés dans le cadre du relevé de la CIFP, ce qui indique un fort effet crochet.

Des échantillons d'otolithes peuvent également être utilisés pour évaluer les changements potentiels dans la croissance au fil du temps (figure A.8). Puisqu'il peut y avoir de forts effets liés au relevé qui peuvent potentiellement fausser les effets du temps, il est recommandé d'explorer les changements dans la croissance au moyen d'un seul relevé, p. ex., RPF.

## A.2. MATURITÉ

Pour estimer la maturité selon l'âge, nous avons analysé des échantillons biologiques pour y trouver des spécimens qui avaient été identifiés comme mâles ou femelles avec un code de maturité valide et dont l'âge avait été déterminé à l'aide des méthodes de cassure et brûlage ou de cassure et cuisson.

Les ogives de maturité sont ajustées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (MLG) binomial aux spécimens individuels, qui sont classés comme matures ou non matures en fonction de l'âge. Les âges à 5, 50 et 95 % de maturité sont rapportés dans la figure A.9. L'ogive de maturité a été estimée avec la formule suivante :

$$y_i \sim \text{Binomial}(\pi_i) \quad (\text{A.5})$$

$$\text{cauchit}(\pi_i) = \beta_0 + \beta_1 x_i + \beta_2 F_i \quad (\text{A.6})$$

où  $y_i = 1$  si le poisson  $i$  est considéré comme mature et  $y_i = 0$  s'il ne l'est pas. Les paramètres  $\beta$  sont des coefficients estimés,  $x_i$  est l'âge du poisson  $i$  et  $F_i$  est une variable catégorique pour le sexe (1 pour les femelles, 0 pour les mâles). La variable  $\pi_i$  représente la probabilité prévue que le poisson  $i$  soit mature. La fonction cauchit, l'inverse de la fonction de distribution cumulative de la distribution de Cauchy standard, a produit un meilleur ajustement à la proportion observée de poissons matures selon l'âge par rapport à la fonction logit (figure A.10). C'était donc la fonction de lien privilégiée dans le MLG binomial. Les modèles sont ajustés à tous les échantillons de relevé disponibles, quelle que soit la période de l'année.

Les proportions prédites par rapport aux proportions observées de poissons matures selon l'âge sont illustrées à la figure A.10. La fréquence de maturité pour chaque mois est indiquée dans le diagramme à bulles de la figure A.11 pour tous les spécimens à partir desquels des échantillons ont été prélevés pour déterminer la maturité. Les catégories de maturité sont répertoriées des

---

poissons les plus immatures (en haut) aux poissons les plus matures (en bas) ; les poissons individuels, une fois matures, passent par les stades matures.

Aucune estimation de la fécondité, p. ex., la production d'œufs par femelle, ne provenait d'échantillons de relevé. En règle générale, les mesures de la ponte sont calculées indirectement, le poids selon l'âge étant utilisé comme approximation de la production d'œufs. La méta-analyse des sébastes *Sebastes* a montré que la production d'œufs augmente plus que le poids en fonction de la taille (Dick *et al.* 2017). D'après la méta-analyse, la fécondité prévue était  $f = 3e^{-7}L^{3.701}$  pour le sébaste à dos épineux (figure A.12). L'exposant dans la relation fécondité-longueur est beaucoup plus grand que dans la relation poids-longueur (3,11).

Toutefois, lorsque l'on calcule la fécondité selon l'âge correspondante, la ponte d'un poisson plus âgé par rapport à celle d'un poisson plus jeune ne diffère pas autant que dans le rapport entre la ponte et le poids (figure A.13). Deux facteurs semblent créer cette relation. Premièrement, le sébaste à dos épineux des eaux extérieures semble avoir un cycle biologique avec un faible rapport  $M/K$  (valeur de 0,51) (Prince *et al.* 2015). En moyenne, les poissons cessent de croître en longueur relativement tôt dans leur vie. Ainsi, la différence de taille moyenne entre un poisson jeune et mature et un poisson mature plus âgé est plus petite que chez un animal dont le rapport  $M/K$  de son cycle biologique est plus élevé. Deuxièmement, il y a une variabilité notable de la croissance entre les poissons, de sorte qu'il y a de petits et de gros poissons dans de nombreuses classes d'âge (figure A.6).

La modélisation initiale a montré que les tendances relatives à la ponte ne différaient pas si elles étaient calculées en fonction du poids ou de la production d'œufs. Ainsi, la fécondité n'a pas été examinée ici de façon plus approfondie au-delà de l'utilisation du poids comme approximation. Cependant, les évaluations futures du sébaste devraient tenir compte des estimations directes de la fécondité, car la production d'œufs augmente considérablement avec la taille pour certaines espèces comme le sébaste à longue mâchoire (Dick *et al.* 2017).

### **A.3. DURÉE DE GÉNÉRATION**

Cette analyse a actualisé à 27 ans la durée de génération du sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Dans l'évaluation précédente du stock, la durée de génération était estimée à 32 ans, mais elle était fondée sur la mortalité naturelle de  $M = 0,048$  (Yamanaka *et al.* 2011). Depuis, de nouvelles méta-analyses ont mis à jour la relation entre la mortalité naturelle et l'âge maximal observé (Hamel 2015 ; Then *et al.* 2015). À partir d'une valeur actualisée de  $M = 0,056$  et de 50 % de maturité des femelles à 9,4 ans, nous utilisons ici la durée de génération de 27 ans (âge à 50 % de maturité +  $1/M$ ).

Voir l'annexe D pour plus de détails sur la mortalité naturelle.

#### A.4. TABLEAU SOMMAIRE DES DONNÉES BIOLOGIQUES

Tableau A.1. Échantillons biologiques de sébastes à dos épineux des eaux extérieures, par relevé et par année. RPDH : Relevé de l'assemblage plurispécifique du détroit d'Hécate. Les relevés au chalut comprennent les relevés synoptiques dans le détroit d'Hécate (SYN DH), le bassin de la Reine-Charlotte (SYN BRC) et la côte ouest de l'île de Vancouver (SYN COIV). Des otolithes ont été prélevés sur tous les spécimens, mais les âges n'ont été établis que pour un sous-ensemble.

Relevé	Année	Nombre de spécimens	Longueur	Poids	Maturité	Âge
FISS CIFP	2003	115	115	0	114	113
FISS CIFP	2004	133	133	0	133	111
FISS CIFP	2005	234	234	0	233	234
FISS CIFP	2006	186	186	0	185	186
FISS CIFP	2007	119	119	0	119	0
FISS CIFP	2008	86	86	0	83	86
FISS CIFP	2009	177	177	171	177	177
FISS CIFP	2010	246	246	246	245	0
FISS CIFP	2011	180	179	179	177	0
FISS CIFP	2012	112	112	110	108	0
FISS CIFP	2014	150	150	150	148	0
FISS CIFP	2015	177	177	177	171	0
FISS CIFP	2016	128	128	121	128	0
FISS CIFP	2017	136	136	136	136	90
FISS CIFP	2018	173	173	172	172	0
FISS CIFP	2019	163	163	163	163	163
RPDH	1984	28	28	0	0	0
RPDH	1987	92	92	0	0	0
RPDH	1989	141	141	0	0	0
RPDH	1991	120	120	0	0	0
RPDH	1993	132	132	40	40	0
RPDH	1995	18	18	18	18	0
RPDH	1996	54	53	53	54	0
RPDH	1998	85	83	83	85	0
RPDH	2000	49	47	47	49	0
RPDH	2002	14	14	14	14	0
RPFd nord	2006	1 611	1 611	0	1 487	1 497
RPFd nord	2008	1 960	1 960	0	1 817	1 815
RPFd nord	2010	1 993	1 993	1 172	1 853	512
RPFd nord	2012	2 474	2 473	1 409	2 005	543
RPFd nord	2015	1 922	1 922	1 922	1 922	551
RPFd nord	2017	1 687	1 687	1 687	1 684	473
RPFd nord	2019	2 533	2 530	2 529	2 533	142
RPFd nord	2021	1 951	1 946	1 941	1 950	0
RPFd sud	2007	1 222	1 222	0	1 157	713
RPFd sud	2009	687	687	385	612	109
RPFd sud	2011	1 275	1 275	1 015	1 271	340
RPFd sud	2014	1 426	1 424	1 205	1 315	368
RPFd sud	2016	1 082	1 080	1 067	1 065	445

---

Relevé	Année	Nombre de spécimens	Longueur	Poids	Maturité	Âge
RPFD sud	2018	1 687	1 687	1 660	1 659	451
RPFD sud	2020	1 278	1 276	1 257	1 259	241
SYN BRC	2003	61	59	29	61	0
SYN BRC	2004	166	161	161	166	166
SYN BRC	2005	164	161	142	142	142
SYN BRC	2007	135	134	80	79	0
SYN BRC	2009	49	49	25	25	0
SYN BRC	2011	108	108	108	82	0
SYN BRC	2013	103	103	103	52	0
SYN BRC	2015	68	68	68	36	0
SYN BRC	2017	176	176	176	125	0
SYN BRC	2019	177	177	177	98	0
SYN BRC	2021	66	66	66	66	0
SYN COIV	2004	55	54	43	55	0
SYN COIV	2006	42	42	42	42	0
SYN COIV	2008	49	49	49	49	0
SYN COIV	2010	33	33	18	14	0
SYN COIV	2012	72	72	36	29	0
SYN COIV	2014	19	19	0	0	0
SYN COIV	2016	46	46	46	46	0
SYN COIV	2018	40	40	40	39	0
SYN DH	2005	565	562	384	565	368
SYN DH	2007	403	402	402	403	0
SYN DH	2009	248	248	248	247	0
SYN DH	2011	491	491	420	419	0
SYN DH	2013	397	397	272	272	0
SYN DH	2015	322	321	261	261	0
SYN DH	2017	339	339	307	250	0
SYN DH	2019	261	261	261	245	0
SYN DH	2021	497	496	497	411	80

---

## Fréquences d'âge

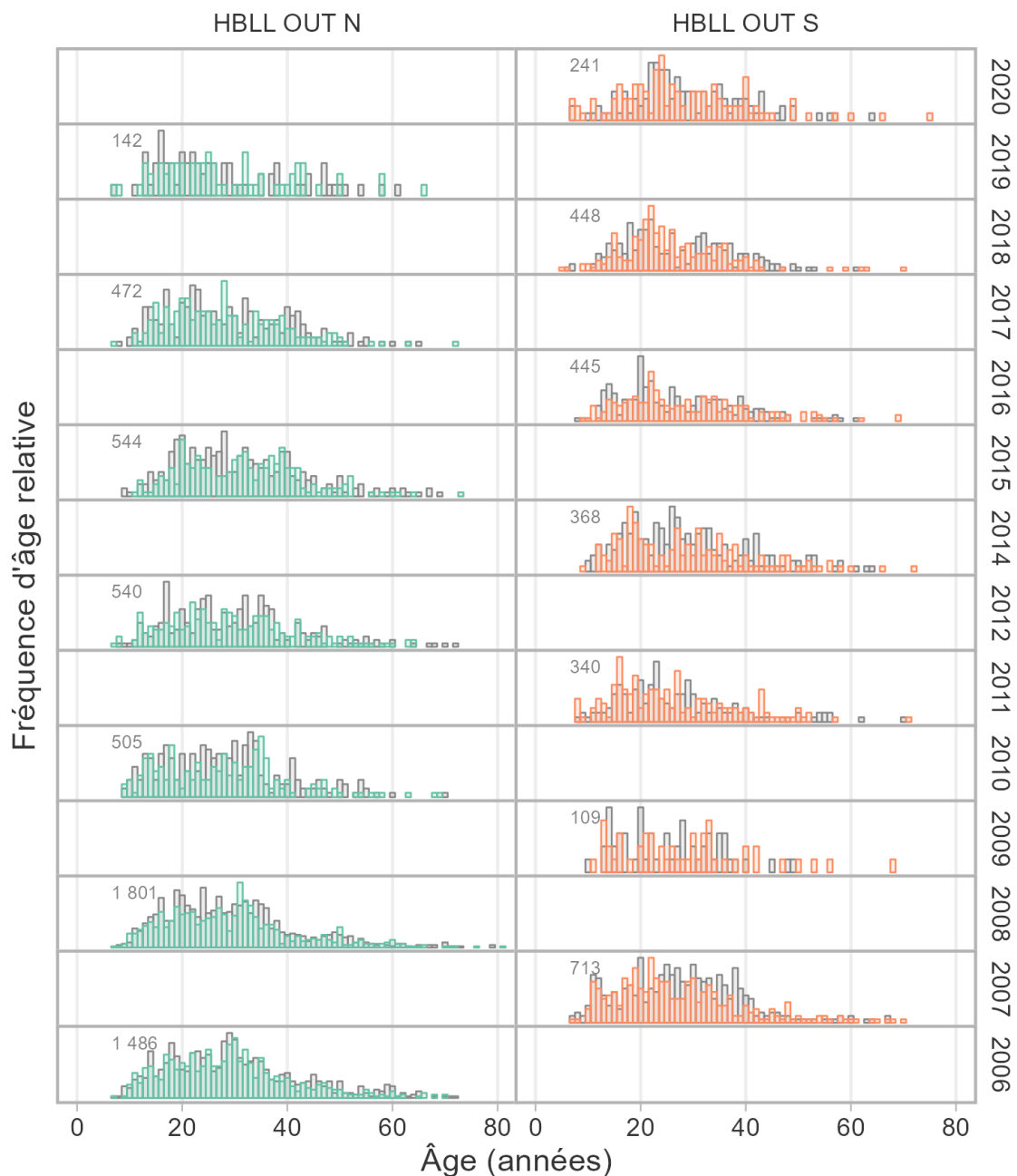


Figure A.1. Graphique de la fréquence selon l'âge pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures à partir des relevés à la palangre sur fond dur (nord et sud) (RPF D EXT N/S). Les poissons femelles et mâles sont représentés sous forme de barres colorées et de barres grises, respectivement. Le nombre total d'otolithes dont l'âge a été déterminé pour un relevé et une année donnés est indiqué dans la partie supérieure gauche de chaque panneau.

## Fréquences d'âge

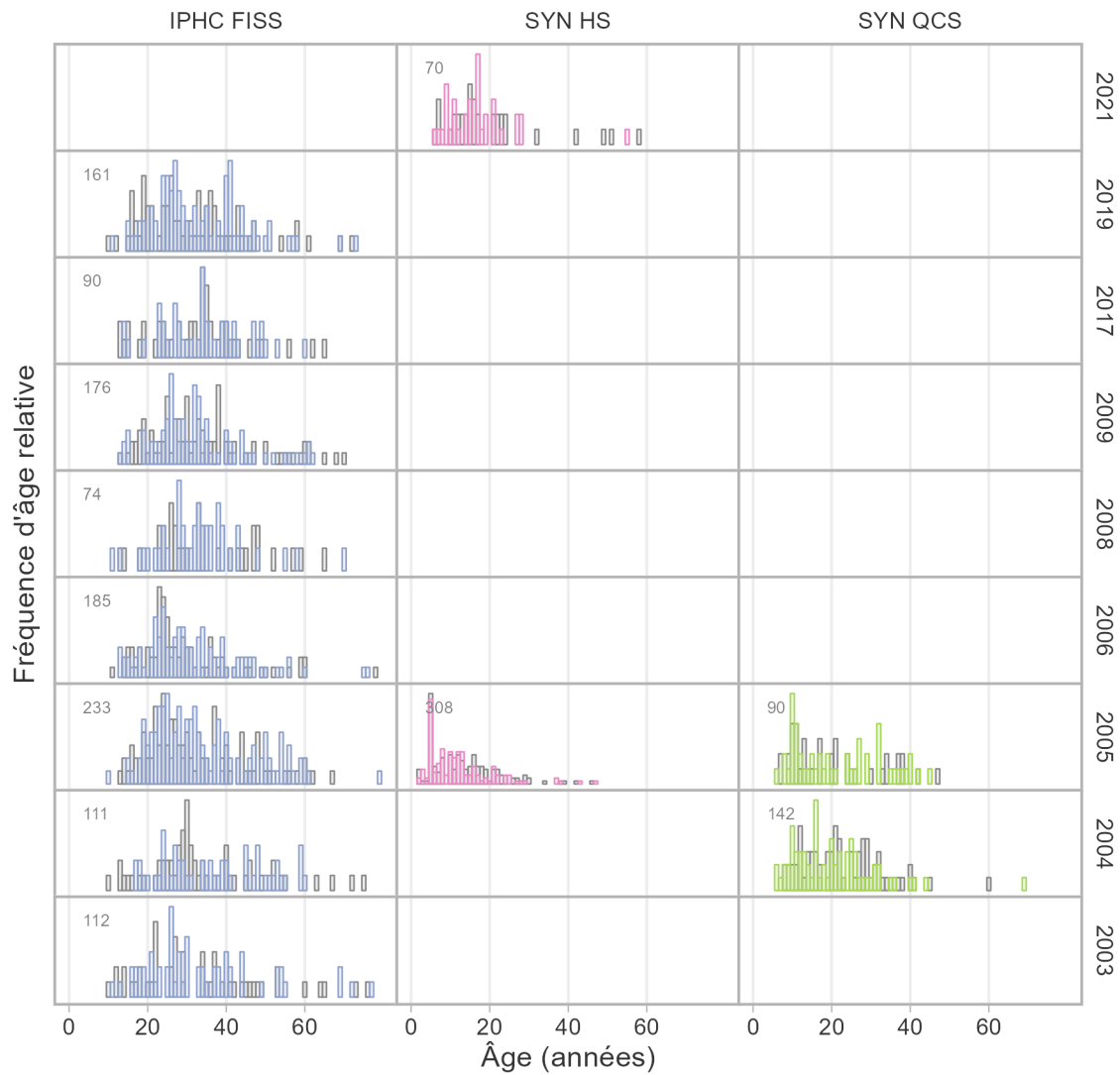


Figure A.2. Graphique de la fréquence selon l'âge pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures à partir du FISS CIFP et des relevés synoptiques au chalut dans le détroit d'Hécate (SYN DH) et le bassin de la Reine-Charlotte (SYN BRC). Les poissons femelles et mâles sont représentés sous forme de barres colorées et de barres grises, respectivement. Le nombre total d'otolithes dont l'âge a été déterminé pour un relevé et une année donnés est indiqué dans la partie supérieure gauche de chaque panneau.

### Fréquences de longueur

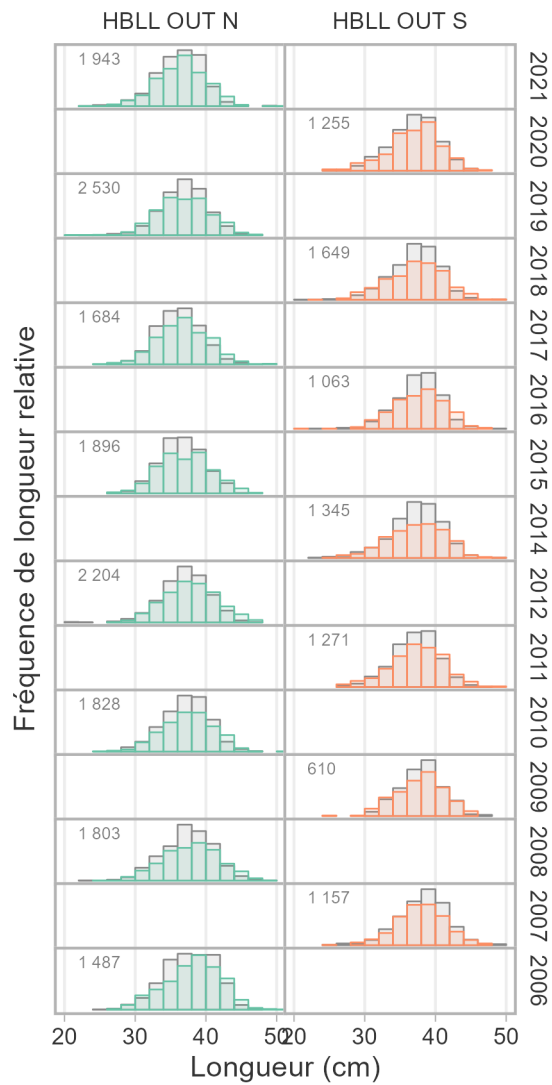


Figure A.3. Graphique de la fréquence selon la longueur à partir des relevés à la palangre sur fond dur (nord et sud) (RPF EXT N/S). Les poissons femelles et mâles sont représentés sous forme de barres colorées et de barres grises, respectivement. Le nombre total de poissons mesurés pour un relevé et une année donné est indiqué dans la partie supérieure gauche de chaque panneau.



## Fréquences de longueur

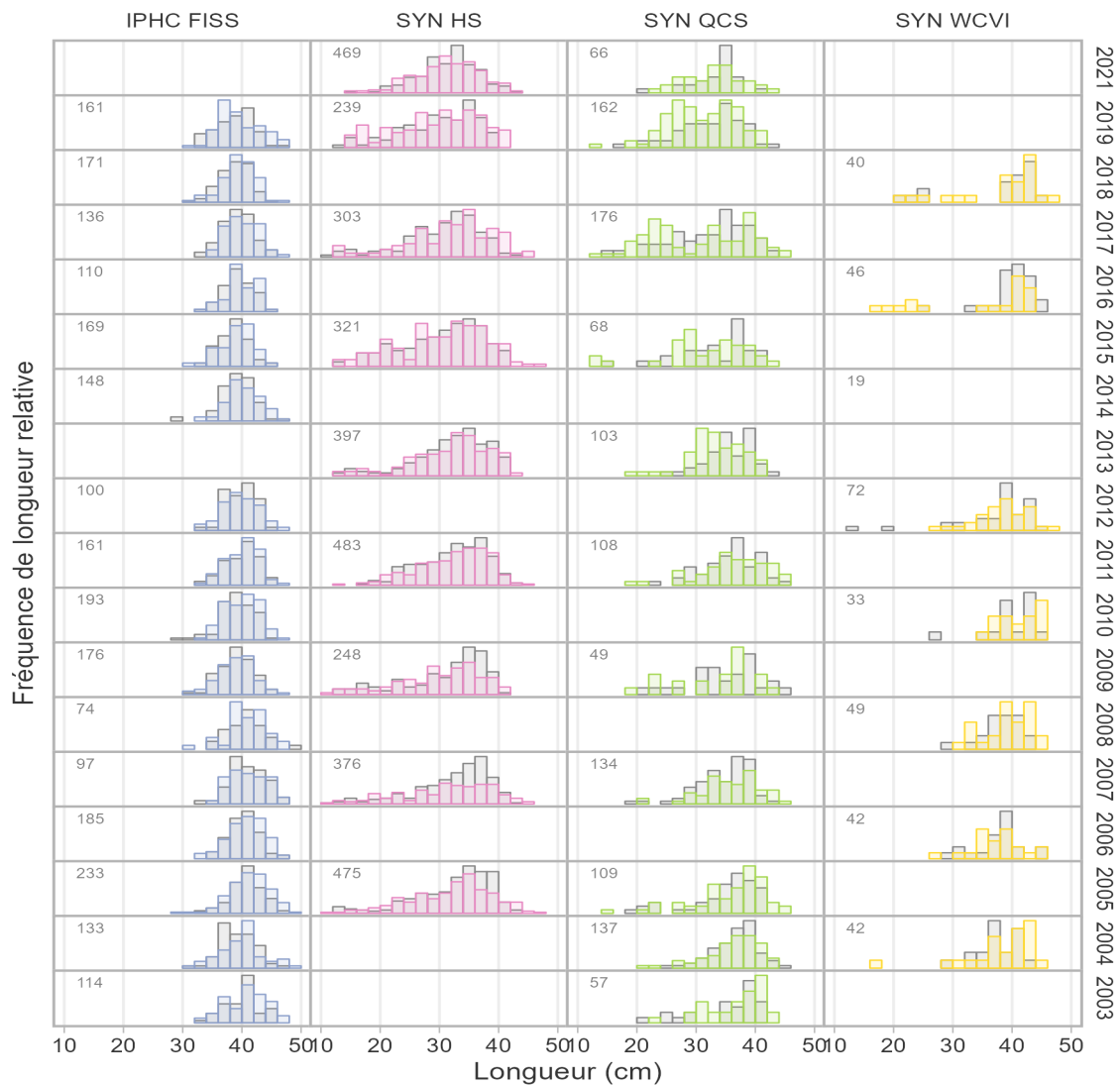


Figure A.4. Graphique de la fréquence selon la longueur du FISS CIFP et des relevés synoptiques au chalut dans le détroit d'Hécate (SYN DH), le bassin de la Reine-Charlotte (SYN BRC) et la côte ouest de l'île de Vancouver (SYN COIV). Les poissons femelles et mâles sont représentés sous forme de barres colorées et de barres grises, respectivement. Le nombre total de poissons mesurés pour un relevé et une année donné est indiqué dans la partie supérieure gauche de chaque panneau.

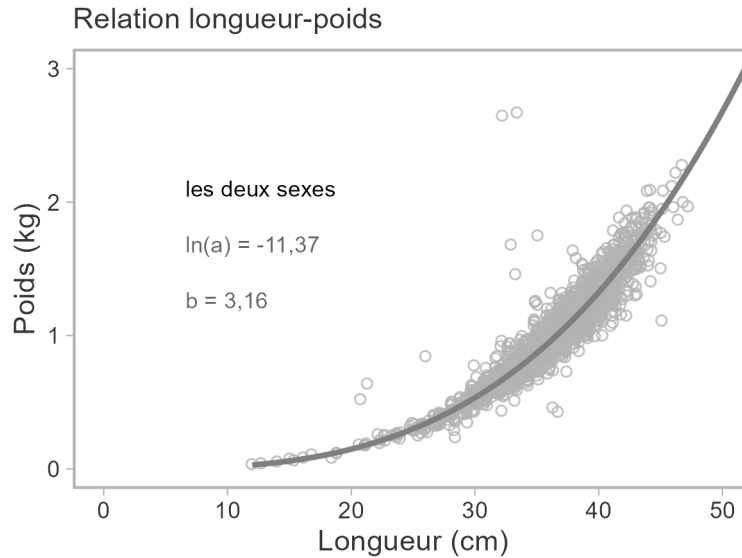


Figure A.5. Ajustements et graphiques du modèle longueur-poids pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Le texte présente les estimations des paramètres de la relation poids-longueur. Un seul ensemble de paramètres a été estimé pour les deux sexes.

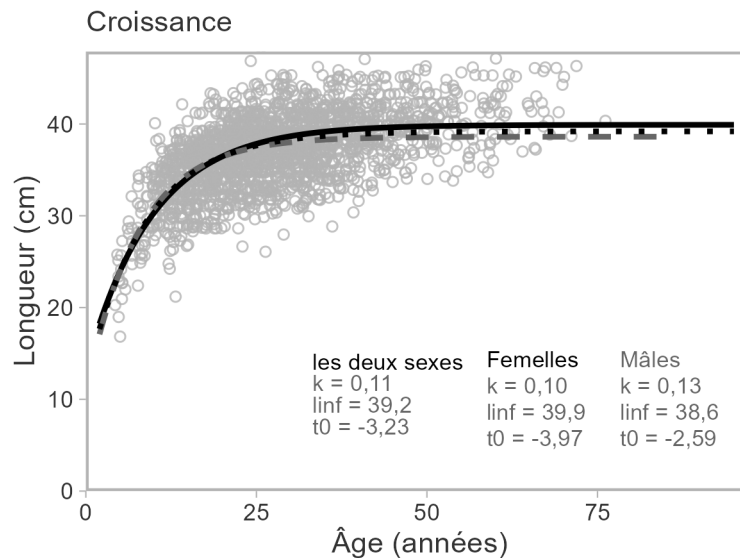


Figure A.6. Ajustements et graphiques du modèle longueur-âge pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. L'ajustement du modèle est indiqué pour les femelles par une ligne pleine noire, pour les mâles par une ligne grise tiretée, et pour les sexes combinés par une ligne mince noire. Le texte montre les estimations des paramètres et les cercles gris ouverts représentent les poissons individuels auxquels les modèles sont ajustés.

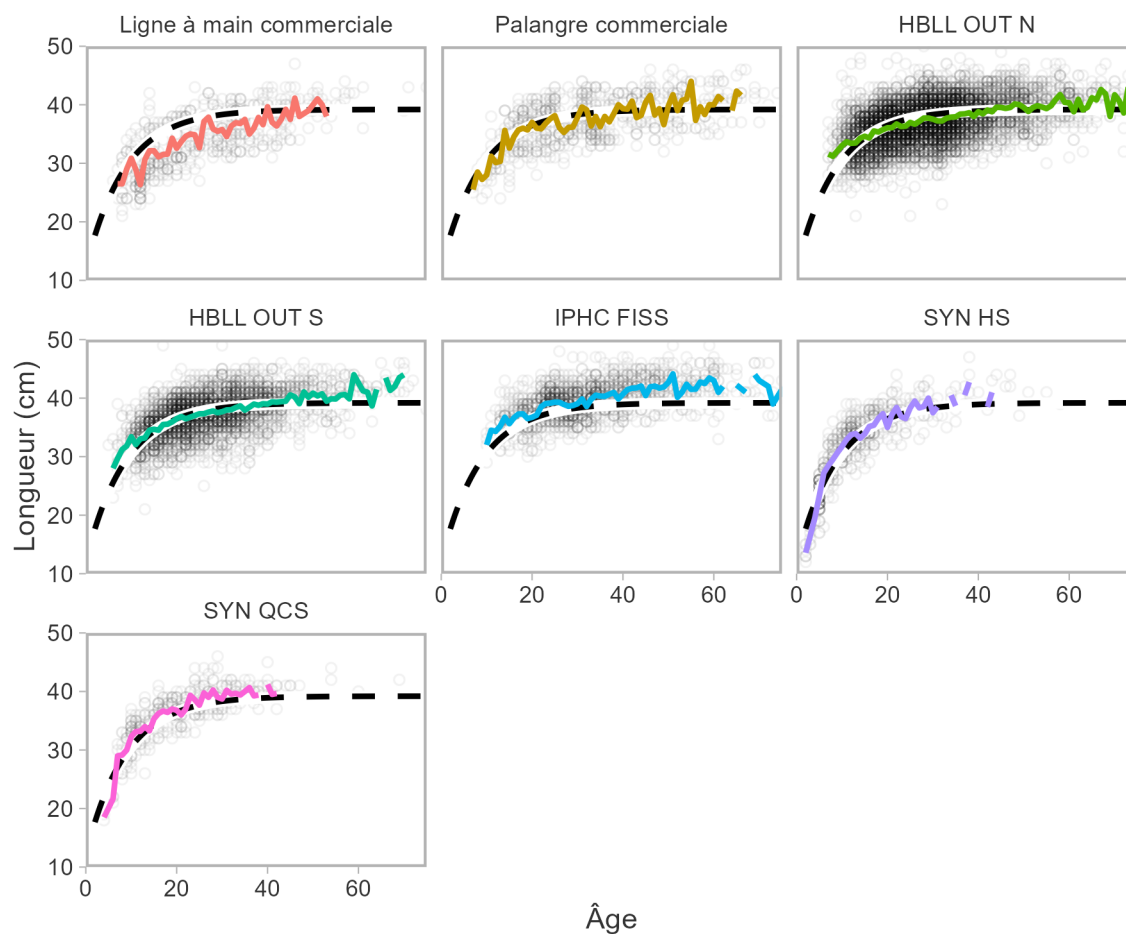


Figure A.7. Observations individuelles de la longueur et de l'âge (points noirs translucides) de sébastes à dos épineux des eaux extérieures provenant de divers engins et relevés. La ligne noire pointillée indique la longueur moyenne selon l'âge de von Bertalanffy estimée à partir de tous les échantillons biologiques, tandis que la ligne colorée indique la longueur moyenne selon l'âge empirique pour l'engin ou le relevé dans le graphique correspondant.

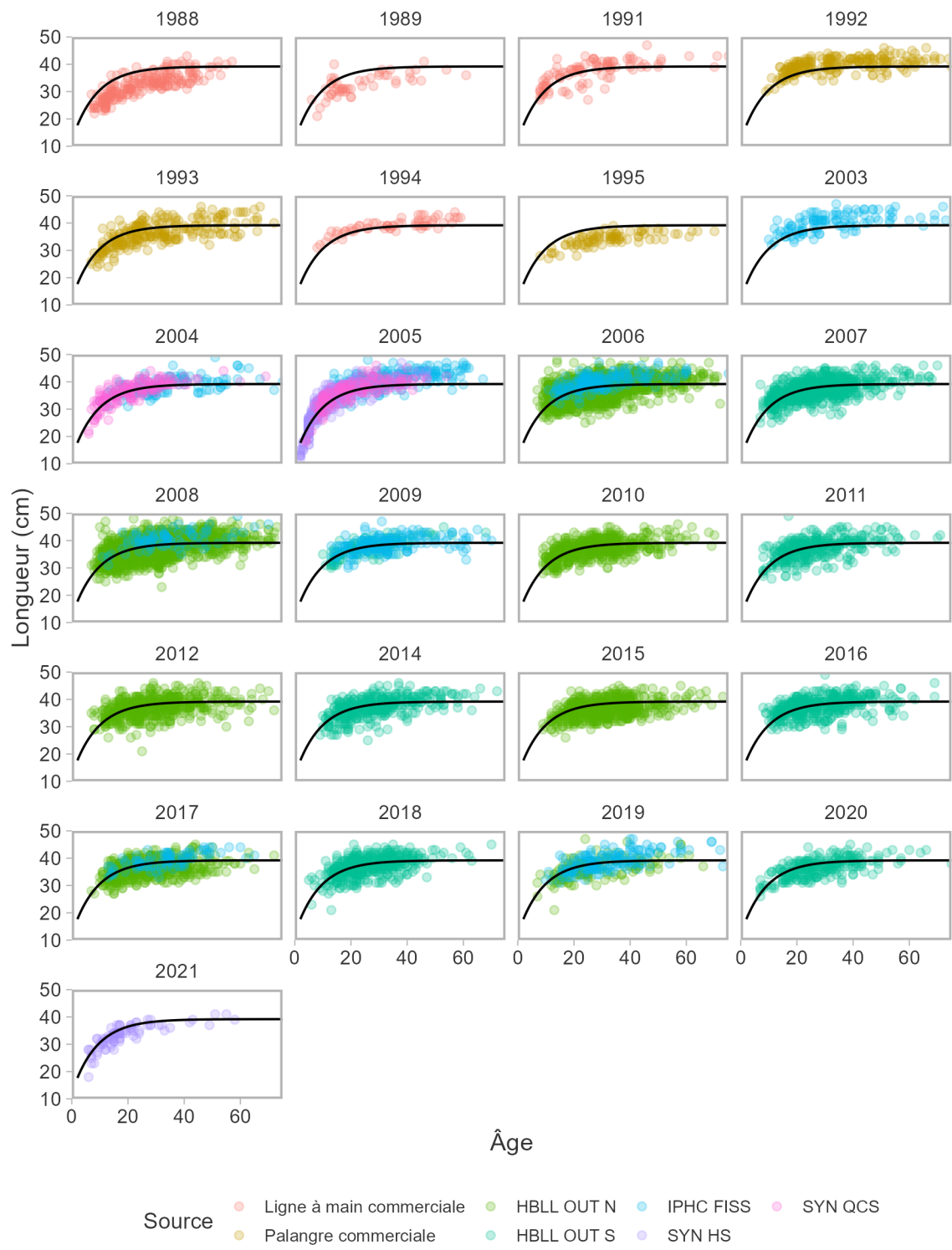


Figure A.8. Observations individuelles de la longueur et de l'âge (points noirs translucides) de sébastes à dos épineux des eaux extérieures provenant de divers engins et relevés dans le temps. La ligne noire indique la longueur moyenne selon l'âge de von Bertalanffy estimée à partir de tous les échantillons biologiques.

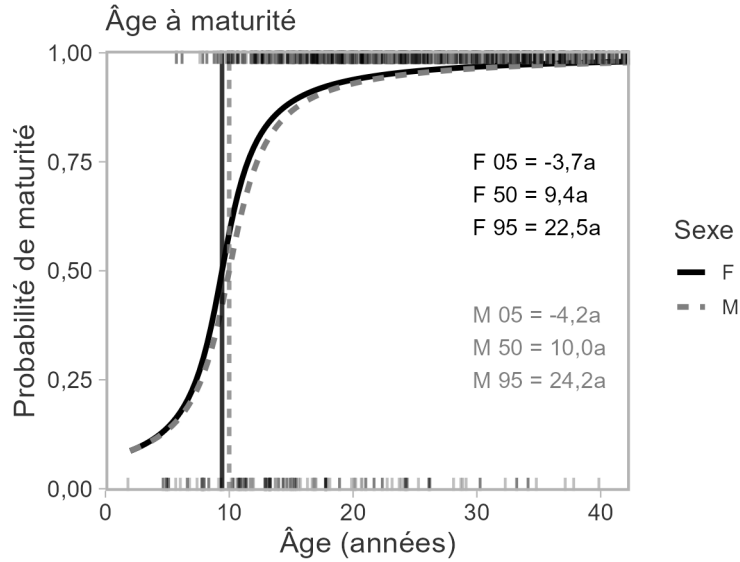


Figure A.9. Ogives de l'âge à la maturité pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Les lignes noires pleines représentent les ajustements aux poissons femelles et les lignes grises tiretées représentent les ajustements aux poissons mâles. Les lignes verticales indiquent l'âge estimé à 50 % de maturité. Le texte indique l'âge estimé à 5, 50 et 95 % de maturité pour les femelles (F) et les mâles (M). Les traits courts en haut et en bas représentent jusqu'à 1 500 poissons choisis au hasard, avec une petite fluctuation aléatoire pour aider à différencier les poissons individuels.

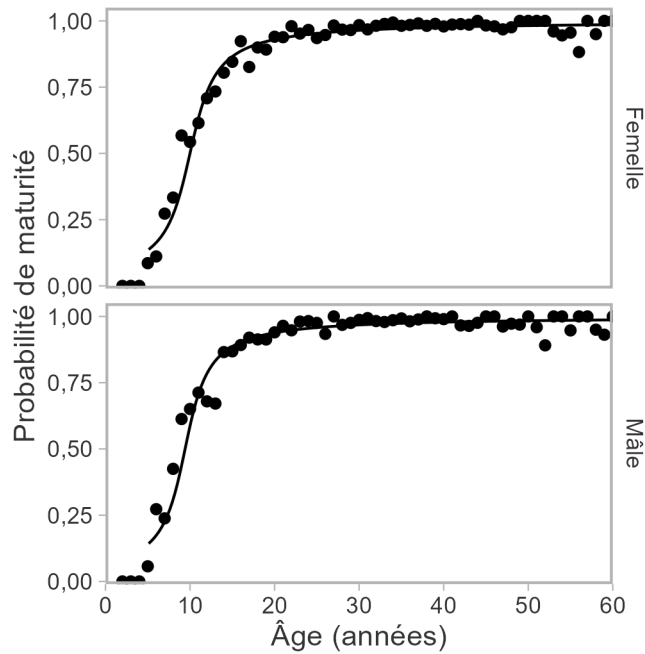


Figure A.10. Proportions prédites et observées de poissons matures selon l'âge.

### Fréquences de maturité

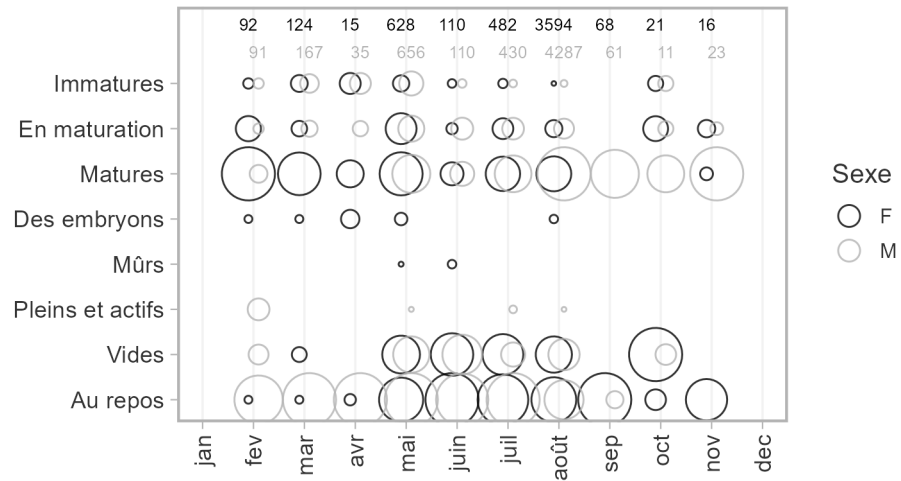


Figure A.11. Fréquence de maturité par mois pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. La superficie de chaque cercle correspond au nombre de spécimens de poissons dans une catégorie de maturité donnée, selon une analyse macroscopique pour un mois donné. Les poissons femelles sont indiqués par des cercles noirs, et les poissons mâles sont indiqués derrière par des cercles gris clair. Le nombre total de spécimens de poissons pour chaque mois est indiqué par les chiffres figurant en haut du graphique. Pour estimer l'ogive de maturité, tous les poissons de la catégorie « Mature » et des catégories des rangées suivantes sont considérés comme étant matures.

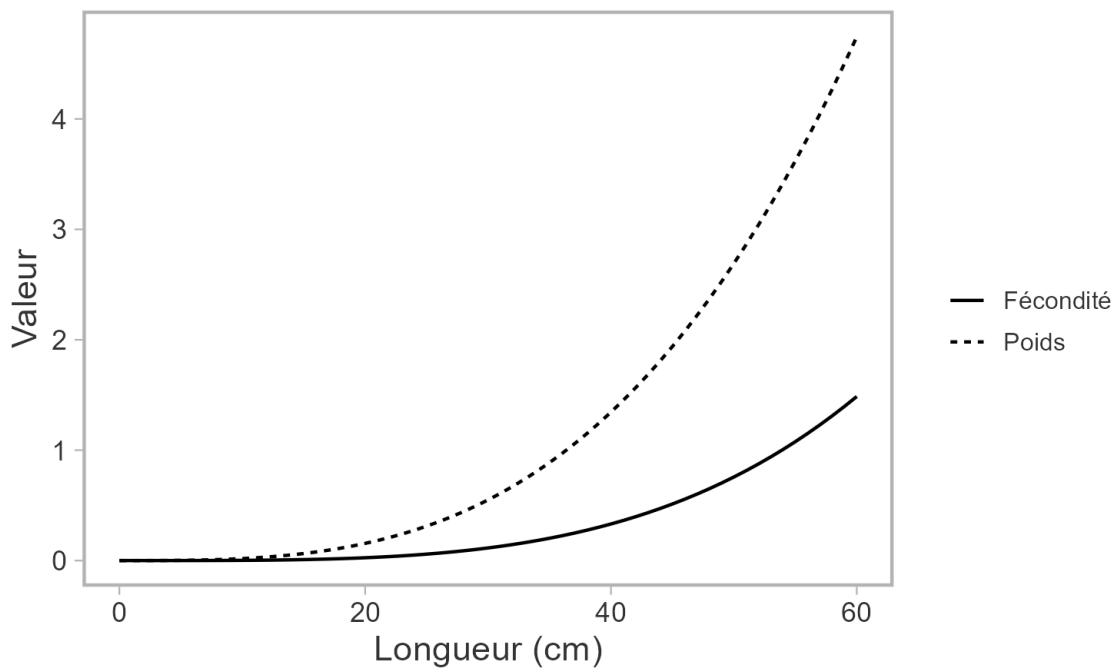
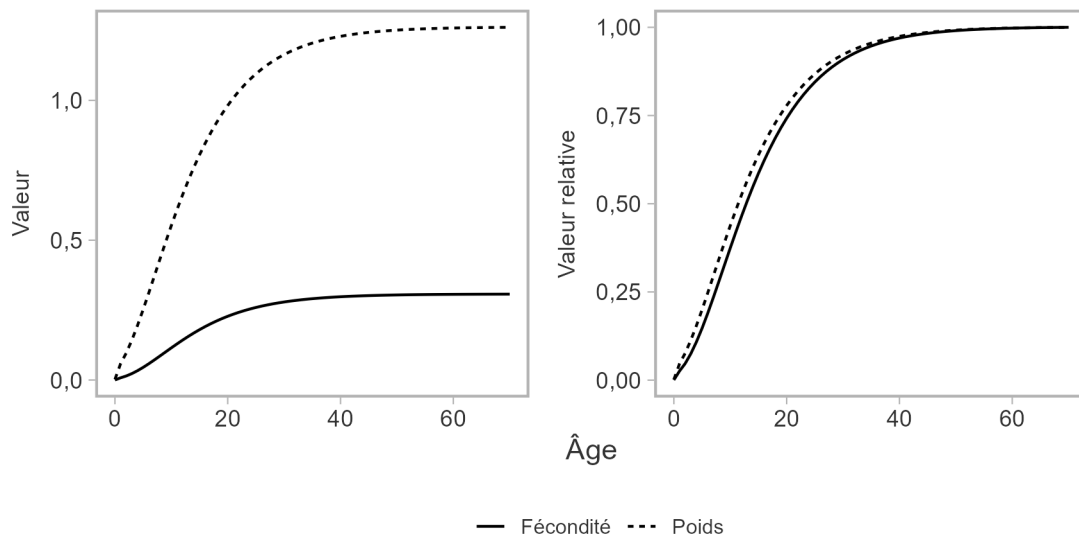


Figure A.12. Comparaison de la fécondité (unités d'œufs) et du poids (kg) avec la longueur. Le poids est généralement utilisé comme une approximation de la fécondité.



*Figure A.13. Comparaison de la fécondité et du poids selon l'âge après conversion à partir de la longueur. Les valeurs brutes sont présentées dans le graphique de gauche, tandis que les valeurs relatives au maximum dans l'âge le plus avancé sont présentées dans le graphique de droite.*

---

## ANNEXE B. DONNÉES DES RELEVÉS INDÉPENDANTS DE LA PÊCHE

Nous avons conditionné les MO à l'aide des indices d'abondance de trois relevés. Le plan de relevé et la modélisation des indices pour chaque relevé sont décrits ici.

### B.1. INDICE TIRÉ DU RELEVÉ À LA PALANGRE SUR FOND DUR DANS LES EAUX EXTÉRIEURES

Le RPFDF dans les eaux extérieures est mené par le MPO en collaboration avec la Pacific Halibut Management Association (PHMA) et a lieu sur plusieurs bateaux de pêche commerciale affrétés chaque année depuis 2006. Le RPFDF couvre la majeure partie du fond dur, c.-à-d. les habitats non navigables de la côte de la Colombie-Britannique, à l'exclusion des bras de mer et des eaux protégées à l'est de l'île de Vancouver, c.-à-d. à l'exclusion des zones statistiques 12–20 et 27–29. La PHMA fournit les bateaux de pêche commerciale affrétés et les techniciens de terrain, tandis que le MPO fournit un soutien pour l'exécution des relevés, y compris le plan de relevé et l'équipement. Le relevé exclut les aires de conservation du sébaste.

Le relevé utilise un plan aléatoire stratifié en fonction de la profondeur (peu profond : 20 à 70 m ; moyen : 71 à 150 m ; profond : 151 à 260 m) composé de cellules de 2 km sur 2 km. Le relevé utilise des hameçons circulaires de taille 14/0, appâtés avec des calmars congelés. La durée d'immersion de chaque calée était de deux heures. Les données hameçon par hameçon, recueillies depuis le début des relevés, sont recueillies électroniquement et stockées dans une base de données. Pour plus de détails sur le plan du relevé, voir Doherty *et al.* (2019) et Yamanaka et Logan (2010).

La zone du relevé est divisée en régions du nord et du sud (figure B.2), qui sont pêchées en alternance une année sur deux. Les deux régions comportent certaines parties des zones de gestion 5B et 5C. Le relevé n'a pas été effectué en 2013. Le relevé de 2012 avait couvert la région du nord et le relevé de 2014 a poursuivi cette rotation et prélevé des échantillons dans la région du sud. Les indices fondés sur le plan sont générés par le rapport de synthèse sur les poissons de fond (figure B.1).

Nous avons appliqué un modèle spatiotemporel géostatistique pour normaliser un indice à l'échelle de la côte (p. ex., Shelton *et al.* 2014 ; Thorson *et al.* 2015 ; Anderson *et al.* 2019) qui tiennent compte des effets sur l'habitat, de la concurrence à l'égard des hameçons et de la couverture des relevés utilisant une rotation annuelle (section B.1.2). De plus, un indice annuel pour un sous-ensemble de zones qui traversent les limites nord et sud du plan de relevé est possible grâce à cette approche. Des travaux antérieurs ont indiqué que cette approche peut « assembler » les régions de relevé du nord et du sud avec relativement peu de biais afin de produire un indice pour toute la région (Haggarty *et al.* 2021).

#### B.1.1. CONCURRENCE POUR LES HAMEÇONS

Un indice de l'abondance d'une espèce tiré d'un relevé à la palangre n'est pas forcément proportionnel à l'abondance réelle dans certaines conditions. Par exemple, en cas de forte concurrence entre les espèces pour les hameçons appâtés, les prises réelles pourraient ne pas correspondre fidèlement à la véritable abondance des espèces moins compétitives (Kuriyama *et al.* 2018). L'aiguillat commun du Pacifique nord (*Squalus suckleyi*; ci-après « aiguillat ») représente une grande partie des prises du RPFDF, et pourrait être un important compétiteur pour les sébastes à l'égard des hameçons (Obradovich 2018). Comme dans Yamanaka *et al.* (2011), nous avons



appliqué une correction de la concurrence à l'égard des hameçons, qui tient compte de la concurrence entre les poissons individuels pour l'appât sur les hameçons et de la saturation des engins, au taux de prise du RPF. Pour appliquer cette correction, on estime un facteur de rajustement de la concurrence pour chaque calée. Ce facteur de rajustement,  $A_{i,t}$ , met à l'échelle le nombre observé de sébastes à dos épineux capturés,  $N_{i,t}$ , pour chaque calée  $i$  de l'année  $t$ , afin de donner le nombre prévu de poissons pêchés après la prise en compte de la concurrence,  $N_{i,t}^{(0)}$  :

$$N_{i,t}^{(0)} = A_{i,t}N_{i,t}. \quad (\text{B.1})$$

Le facteur de rajustement dépend de la proportion d'hameçons observés qui sont remontés encore appâtés,  $P_{i,t}$  (figure B.4) :

$$A_{i,t} = \frac{-\log(P_{i,t})}{1 - P_{i,t}}. \quad (\text{B.2})$$

Puisque  $P_{i,t} \rightarrow 0$ ,  $A_{i,t} \rightarrow \infty$ , le nombre prévu  $N_{i,t}^{(0)} \rightarrow \infty$ . Par conséquent, dans les cas où aucun hameçon n'a été remonté encore appâté, nous avons fixé le nombre d'hameçons appâtés à 1. Voir davantage de précisions sur la correction de la concurrence dans les relevés à l'hameçon dans Anderson *et al.* (2019) (leur annexe G, section G.5). Nous avons utilisé le taux de prise rajusté en fonction de la concurrence dans les relevés à l'hameçon (figure B.5) dans le modèle spatiotemporel pour élaborer l'indice de l'abondance.

### B.1.2. MODÈLE GÉOSTATISTIQUE

Nous avons ajusté un modèle mixte linéaire généralisé (MMLG) spatiotemporel de la forme :

$$y_{s,t} \sim \text{Tweedie}(\mu_{s,t}, \phi, p) \quad (\text{B.3})$$

$$\mu_{s,t} = \exp(\mathbf{X}_{s,t}\boldsymbol{\beta} + O_{s,t} + \omega_s + \epsilon_{s,t}), \quad (\text{B.4})$$

où  $y_{s,t}$  est le nombre de prises observées au point spatial  $s$  et au moment  $t$  et est modélisé à partir d'une distribution de Tweedie,  $\phi$  est le paramètre de dispersion de Tweedie,  $p$  est le paramètre de puissance de Tweedie ( $1 < p < 2$ ),  $\mu_{s,t}$  est la valeur attendue,  $\mathbf{X}$  est la matrice de conception et  $\boldsymbol{\beta}$  est le vecteur correspondant des coefficients estimés. Le décalage  $O_{s,t}$  (effet fixe avec un coefficient fixe de 1) est  $\log(S_{i,t}/A_{i,t})$ , où  $S_{i,t}$  représente la zone « balayée » par la calée. La zone balayée ( $\text{km}^2$ ) est fondée sur le nombre d'hameçons dans la calée ( $N_{i,t}^{\text{hameçons}}$ ) :

$$S_{i,t} = N_{i,t}^{\text{hameçons}} \times 0.0024384 \times 0.009144 \times 1000. \quad (\text{B.5})$$

La valeur 0,002438 correspond à l'espacement entre les hameçons (8 pi) en km, la valeur 0,009144 à une zone présumée de 30 pi balayée autour de la calée où les poissons peuvent être capturés (en km), et la valeur 1000 met à l'échelle la zone balayée du km au m. Il convient de souligner que l'hypothèse de 30 pi ne sert qu'à augmenter ou à réduire la densité pour toutes les années, ce qui, en fin de compte, influe sur l'estimation de la capturabilité du relevé, mais pas sur la tendance de l'indice. Avec la distribution de Tweedie, la variance de  $y_{s,t}$  est une fonction de puissance de la moyenne,  $\text{Var}(y_{s,t}) = \phi\mu_{s,t}^p$ , qui offre plus de flexibilité pour l'ajustement que la distribution de Poisson et les distributions binomiales négatives.

Les effets aléatoires spatiaux ( $\omega_s$ ) sont contraints par une distribution normale multivariée avec une matrice de covariance  $\boldsymbol{\Sigma}_\omega$  :

$$\boldsymbol{\omega} \sim \text{MVNormal}(\mathbf{0}, \boldsymbol{\Sigma}_\omega). \quad (\text{B.6})$$

Nous avons limité les effets spatiaux aléatoires pour suivre une fonction Matérn de covariance, qui définit le taux de décroissance de la corrélation spatiale avec la distance.

La fonction Matérn décrit la covariance  $\Phi_\omega(s_j, s_k)$  entre les emplacements spatiaux  $s_j$  et  $s_k$  comme suit :

$$\Phi_\omega(s_j, s_k) = \tau_\omega^2 / \Gamma(\nu) 2^{\nu-1} (\kappa d_{jk})^\nu K_\nu(\kappa d_{jk}), \quad (\text{B.7})$$

où  $\tau_\omega = \frac{0.5}{\sigma_\omega \kappa \sqrt{\pi}}$  détermine la variance spatiale  $\sigma_\omega$ ,  $\Gamma$  est la fonction Gamma,  $K_\nu$  est la fonction de Bessel,  $d_{jk}$  est la distance euclidienne entre les emplacements  $s_j$  et  $s_k$ , et  $\kappa$  est le paramètre de la plage estimée. Le paramètre  $\nu$  contrôle le lissage de la fonction de covariance. Nous avons défini  $\nu = 1$ , ce qui nous permet de tirer parti de l'approximation de l'équation différentielle partielle stochastique (EDPS) par rapport aux champs aléatoires markoviens gaussiens (CAMG) pour augmenter considérablement l'efficacité computationnelle (Lindgren *et al.* 2011).

Deux méthodes de modélisation des effets spatiotemporels aléatoires  $\epsilon$  ont été prises en compte ici. Premièrement,  $\epsilon$  peut être indépendant d'une année à l'autre avec une matrice de covariance  $\Sigma_\epsilon$  :

$$\epsilon_t \sim \text{MVNormal}(\mathbf{0}, \Sigma_\epsilon). \quad (\text{B.8})$$

La matrice de covariance  $\Sigma_\epsilon$  est également contrainte de suivre une fonction Matérn de covariance avec le même paramètre  $\kappa$  que pour les effets spatiaux aléatoires, mais un paramètre  $\tau$  unique :

$$\Phi_\epsilon(s_j, s_k) = \tau_\epsilon^2 / \Gamma(\nu) 2^{\nu-1} (\kappa d_{jk})^\nu K_\nu(\kappa d_{jk}). \quad (\text{B.9})$$

où  $\tau_\epsilon = \frac{0.5}{\sigma_\epsilon \kappa \sqrt{\pi}}$  détermine la variance spatiotemporelle  $\sigma_\epsilon$ . Dans un souci de simplicité, la fonction Matérn décrite ici est isométrique (la corrélation spatiale est la même dans toutes les directions), mais nous avons autorisé l'anisotropie dans la corrélation spatiale et spatiotemporelle (p. ex., Thorson *et al.* 2015). La plage effective dépend de la direction et est calculée comme le produit du paramètre de la plage et de la matrice de rotation bidimensionnelle.

Deuxièmement, il est possible de modéliser  $\epsilon_t$  comme une marche aléatoire dans le temps, où

$$\epsilon_t = \epsilon_{t-1} + \delta_t \quad (\text{B.10})$$

$$\delta_t \sim \text{MVNormal}(\mathbf{0}, \Sigma_\epsilon), \quad (\text{B.11})$$

Les effets spatiaux aléatoires tenaient implicitement compte de facteurs spatiaux qui sont constants et nuisent à l'abondance au fil du temps, par exemple, la profondeur et le type de substrat. Les effets spatiotemporels aléatoires tenaient implicitement compte de facteurs qui variaient dans l'espace d'une année à l'autre, comme la température au fond, les régimes de circulation de l'eau, les interactions entre les espèces et les déplacements des espèces.

Avec une marche aléatoire, la modification du champ spatiotemporel peut contraindre la modification de l'indice. Cette caractéristique peut être souhaitable pour une espèce de sébaste parce que démographiquement, l'abondance totale ne peut pas fluctuer rapidement d'une année à l'autre pour une espèce à longue durée de vie. En raison de la nature lissante de la marche aléatoire, il est également recommandé de comparer périodiquement les indices entre diverses configurations de modèle ainsi qu'avec l'indice basé sur le plan pour s'assurer qu'aucune tendance erronée n'est estimée.

Nous avons ajusté notre modèle avec le progiciel sdmTMB en R (Anderson *et al.* 2022c). Pour les effets aléatoires spatiaux et spatiotemporels, un maillage avec 250 nœuds de processus prédictif a été généré par INLA (Lindgren *et al.* 2011 ; Rue *et al.* 2016), les emplacements étant déterminés par un algorithme de groupement des k-moyennes (figure B.6). Nous avons estimé

les effets fixes en utilisant le maximum de vraisemblance, les effets aléatoires étant fixés aux valeurs qui maximisaient la vraisemblance conjointe conditionnée sur la valeur estimée des effets fixes. Avec les effets aléatoires estimés aux nœuds, la valeur de l'effet aléatoire au point spatial  $s$  est obtenue par interpolation bilinéaire le long du maillage (figure B.6).

Quatre MMLG spatiotemporels ont été ajustés, dont la structure des effets spatiotemporels aléatoires et des covariables utilisés variaient :

- Modèle 1 : Les effets de l'année ont été estimés comme des effets fixes indépendants (et les effets spatiotemporels correspondants étaient IID). Des variables de l'habitat, p. ex., la profondeur et le substrat, ont également été incluses dans la matrice de conception pour expliquer les taux de prise des relevés. Les effets aléatoires intègrent donc des processus qui influent sur la distribution, mais qui ne sont pas pris en compte par la profondeur et le substrat.
- Modèle 2 : Les effets spatiotemporels ont été estimés comme une marche aléatoire. Les variables de l'habitat sont demeurées des effets fixes. Les effets de l'année ne sont plus compris dans la matrice de conception, mais sont implicitement intégrés dans la structure de marche aléatoire.
- Modèle 3 : Identique au modèle 2, mais aucun effet fixe sur l'habitat n'est inclus. De cette façon, les effets aléatoires intègrent implicitement tous les processus qui influencent la distribution des animaux.
- Modèle 4 : Identique au modèle 2, mais la correction des efforts n'inclut plus le facteur d'ajustement de la concurrence à l'égard des hameçons (zone balayée uniquement).

Les variables de l'habitat comprennent la profondeur de la calée, l'emplacement fixe et la distance par rapport au substrat rocheux et au substrat mixte, choisies d'après les analyses précédentes (Carrasquilla-Henao *et al.* 2021). Les données géospatiales sur le substrat pour la côte de la Colombie-Britannique ont été tirées de Gregr *et al.* (2021)(figure B.7). La distance entre chaque calée du relevé et la cellule la plus proche définie comme substrat rocheux et substrat mixte a été calculée. Les covariables de l'habitat ont ensuite été transformées en cotes Z dans l'espace logarithmique pour l'ajustement, de sorte que l'ampleur estimative des effets était du même ordre de grandeur. La variable de profondeur dans la matrice de conception comprenait un terme quadratique parce que les taux de prise étaient plus élevés entre 50 et 100 m dans le relevé (figure B.8).

À partir des modèles ajustés, la densité des stocks a été prédite dans l'ensemble de la zone de relevé à l'aide des effets fixes et aléatoires estimés et du maillage avec interpolation bilinéaire fourni par INLA (Lindgren *et al.* 2011 ; Rue *et al.* 2016) (figures B.6 et B.9).

Nous avons ensuite calculé l'indice prévu  $I_t$  pour l'année  $t$  comme suit :

$$I_t = \sum_j w_j \times \exp(X_{j,t}\beta + \omega_j + \epsilon_{j,t}), \quad (\text{B.12})$$

où  $j$  désigne une cellule de la grille dans la zone du relevé et  $w_j$  représente la zone de cette cellule (figure B.9). Autrement dit, l'indice est la somme de l'abondance prévue dans toutes les cellules de la grille du domaine du relevé pour chaque année. Nous avons généré des erreurs types sur les estimations annuelles du log de l'indice au moyen de la méthode delta mise en œuvre dans TMB (Kristensen *et al.* 2016). En ce qui a trait aux composantes du modèle, les effets fixes et les effets spatiotemporels aléatoires étaient, par définition, constants d'une année à l'autre, mais les effets spatiotemporels aléatoires sont propres à une année. Un indice à l'échelle de la côte ainsi que des indices propres à la zone pour 5A3CD et 5BCDE ont été élaborés.

---

L'indice normalisé de la population ainsi obtenu tient compte de tout échantillonnage irrégulier du domaine du relevé et de la concurrence à l'hameçon, et regroupe les régions du nord et du sud de façon à obtenir un indice à l'échelle de la côte. La marche aléatoire des effets spatiotemporels aléatoires peut également imputer l'abondance pour les zones et les années non échantillonnées grâce aux propriétés statistiques de la marche aléatoire et l'autocorrélation spatiale dans les effets aléatoires.

### **B.1.3. COMPARAISON DE MODÈLES**

Les tendances globales de l'indice estimé sont semblables parmi les quatre MMLG spatiotemporels (figure B.10). L'indice dans le nord (5ABCDE) est en hausse depuis 2006 tandis que l'indice dans le sud (5BCDE) est relativement plus constant. Le rapport de l'indice dans le nord et le sud, qui indique la taille relative des stocks, est semblable à celui de l'indice fondé sur le plan, bien que les limites de la zone entre les indices diffèrent (figure B.1).

L'inclusion de la marche aléatoire dans les modèles 2 à 4, par opposition au modèle 1, lisse la tendance dans l'indice au fil du temps. Il existe des différences interannuelles résiduelles dans l'indice dans le modèle 1 en raison de l'emplacement d'échantillonnage du relevé dans cette année particulière, qui ne pouvait pas être résolu sans la structure de marche aléatoire. En d'autres termes, le modèle 1 attribue incorrectement des effets spatiaux en tant qu'effets de l'année.

Dans les modèles 1 à 3, le facteur d'ajustement de la concurrence à l'égard des hameçons fournit des estimations de l'abondance plus élevées que le modèle 4, comme prévu, mais les tendances ne sont pas sensiblement différentes entre les modèles. Il existe des différences apparentes dans l'indice en 2019–2021, en particulier dans le nord (figure B.10). Les taux de prise nominaux sont légèrement en baisse, mais l'inclusion de la concurrence à l'égard des hameçons produit un indice plus stable.

Lorsque les covariables de l'habitat sont incluses dans la matrice de conception, tous les coefficients estimés étaient statistiquement significatifs à  $\alpha = 0.05$ , avec des taux de prise plus élevés attendus plus près des substrats rocheux et mixtes (tableau B.2). Le coefficient du terme quadratique pour la profondeur était négatif, parce que les taux de prise sont à la baisse et concaves relativement à la profondeur (figure B.8). Avec les covariables d'habitat dans le modèle 2, l'ampleur de l'indice est plus petite que dans le modèle 3 parce que la covariable de profondeur prédit une abondance très faible ou inexistante pour le sébaste à dos épineux dans les cellules des eaux plus profondes (> 150 m) dans la grille de prévision.

Le modèle 2 a une note du critère d'information d'Akaike (CIA) inférieure à celle du modèle 3 avec  $\Delta AIC > 100$  et est le modèle privilégié pour l'indice du RPF (tableau B.3). Les effets aléatoires spatiaux montrent un gradient entre les eaux côtières et extracôtières compatible avec la diminution de l'abondance prévue dans l'habitat non rocheux plus loin du rivage, par exemple, au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (figure B.11). La série chronologique spatiotemporelle révèle un changement graduel conforme à la marche aléatoire (figure B.12).



Figure B.1. Indices fondés sur le plan du RPPD, comme présentés dans le rapport de synthèse sur les poissons de fond. L'indice du nord comprend la zone 5DE et certaines parties de 5BC, tandis que l'indice du sud se compose de 5A3CD et de parties de 5BC. Contrairement au modèle spatiotemporel, l'indice basé sur le plan ne peut pas tenir compte des strates zone/temps manquantes pour calculer un indice à l'échelle de la côte. Cet indice n'intègre pas la concurrence à l'égard des hameçons.

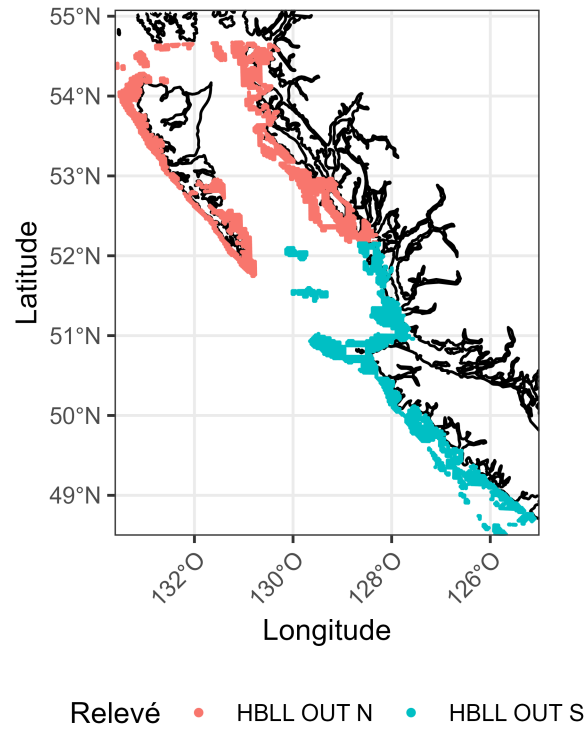


Figure B.2. Carte des cellules du RFPD indiquant les régions du nord et du sud.

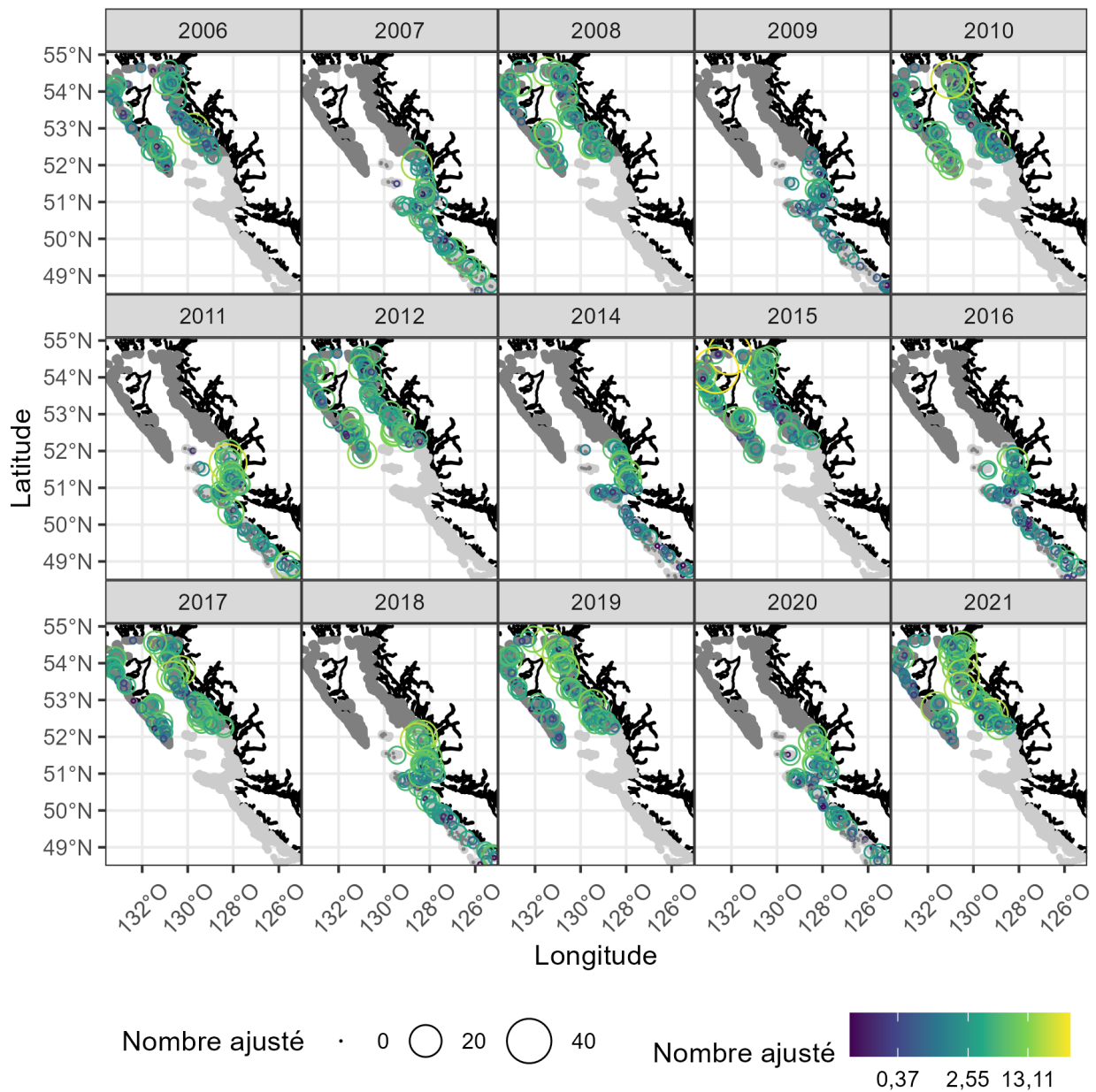


Figure B.3. Observations de sébastes à dos épineux dans le RPF dans les eaux extérieures. L'ombrage gris indique les zones de relevé du nord et du sud. La superficie des cercles représente le nombre de poissons capturés par hameçon, après prise en compte de la concurrence à l'égard des hameçons.

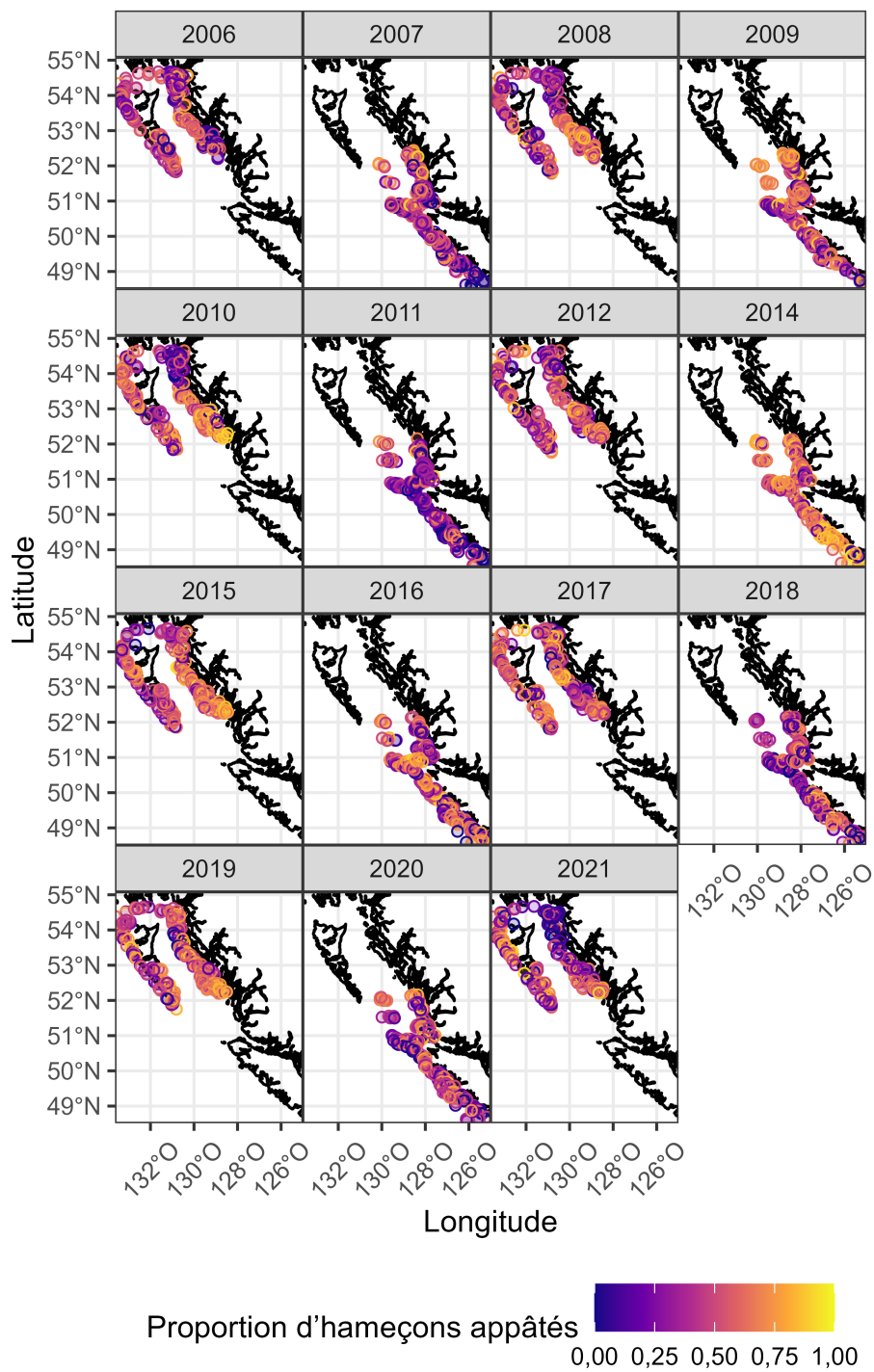


Figure B.4. Proportion d'hameçons appâtés récupérés pour le RPFD dans les eaux extérieures. Notez les faibles valeurs dans le relevé du nord en 2019.



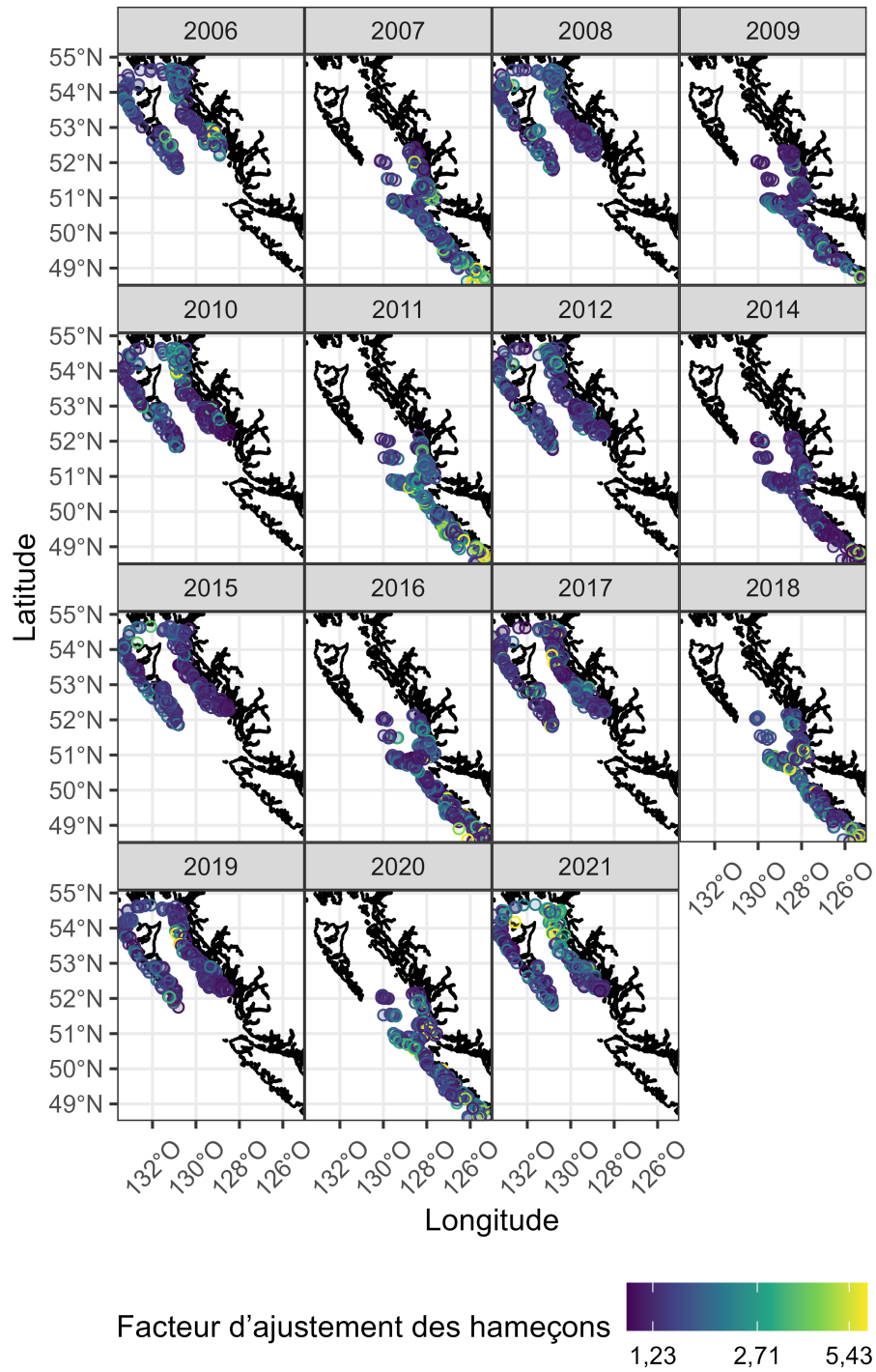


Figure B.5. Facteur de rajustement de la concurrence à l'égard des hameçons pour le RFPD dans les eaux extérieures tenant compte du nombre d'hameçons et du nombre d'hameçons appâtés récupérés.

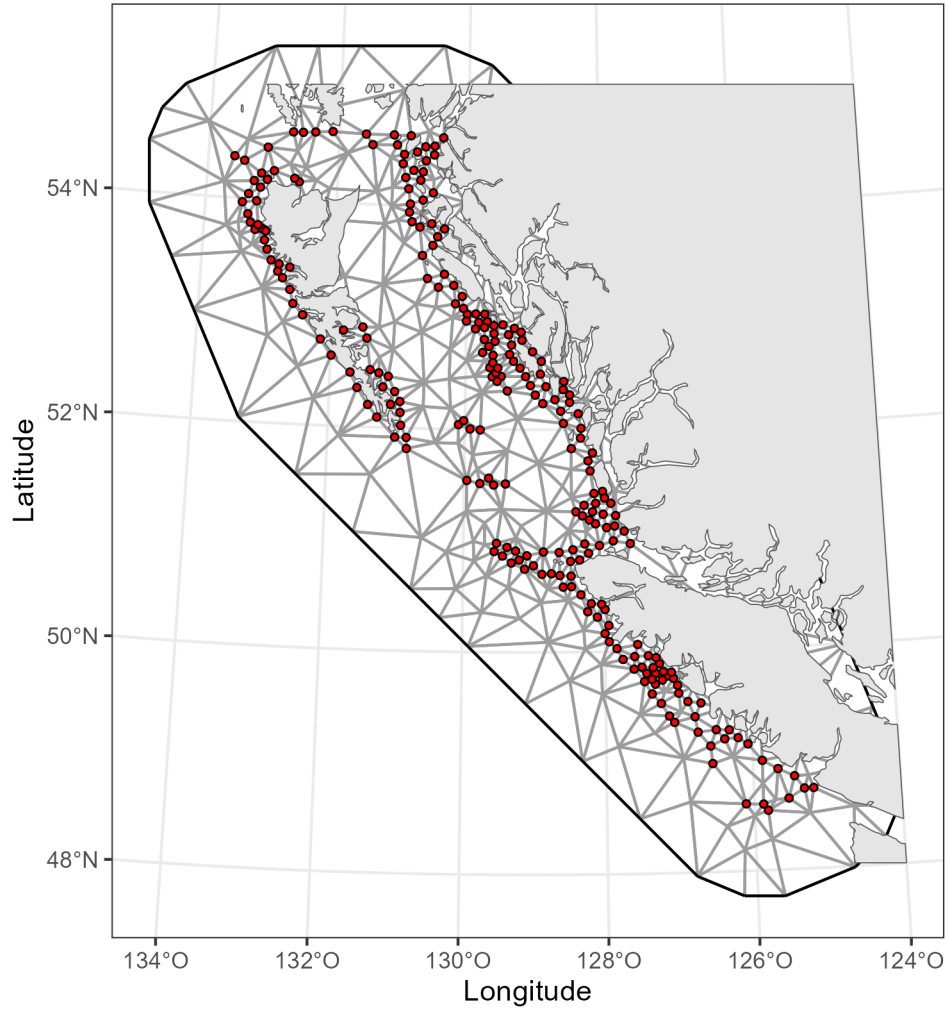
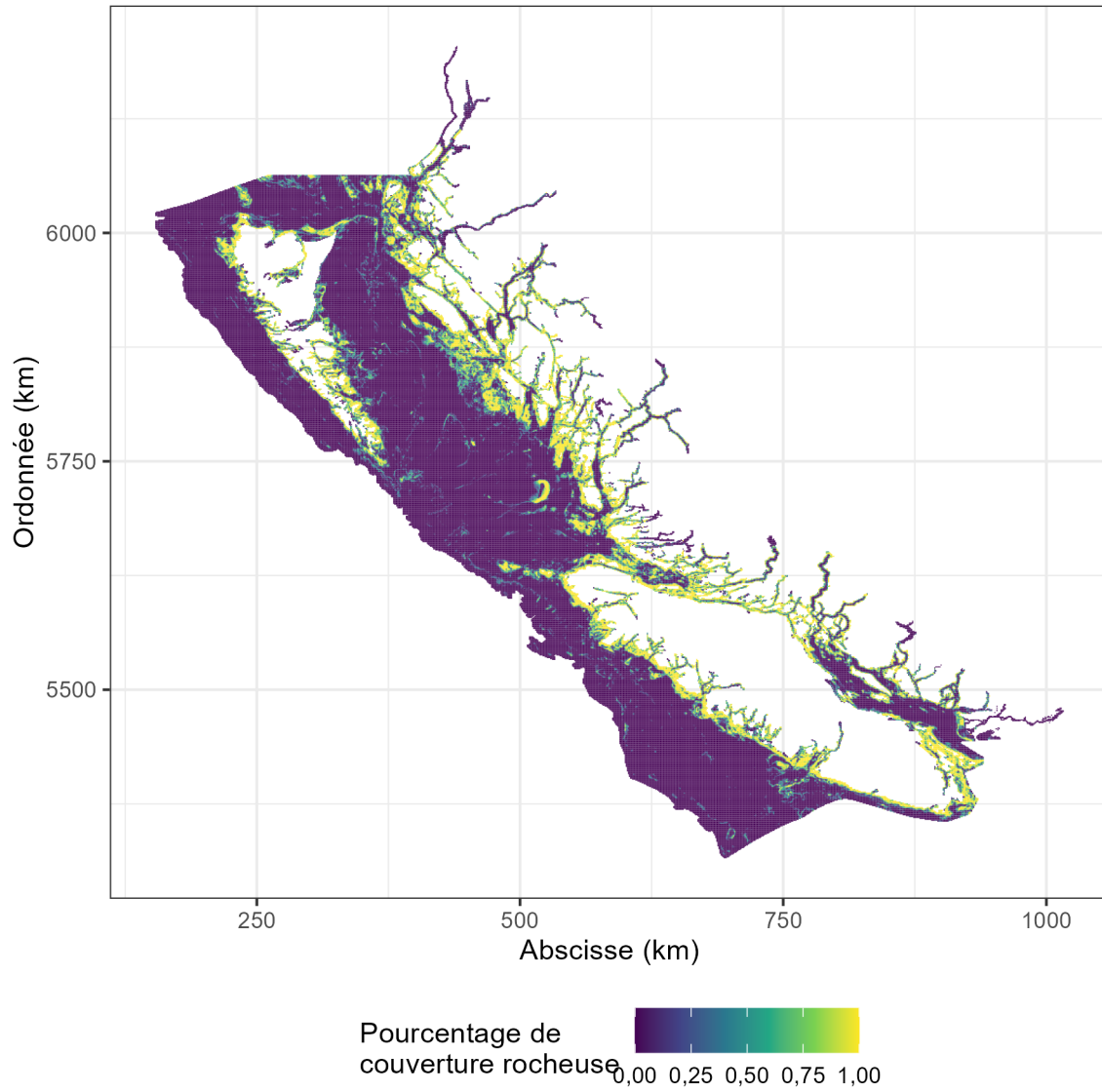


Figure B.6. Maillage de l'équation différentielle partielle stochastique (EDPS) pour le RPFD dans les eaux intérieures. Les points rouges représentent les 250 nœuds créés à partir du groupement des  $k$ -moyennes des coordonnées spatiales des calées des relevés (pour toutes les années). Ces nœuds servent ensuite pour réaliser le maillage de triangulation utilisé dans l'approximation de l'EDPS et l'interpolation bilinéaire (lignes grises). Un plus grand nombre de nœuds augmentera la précision de l'approximation au détriment du temps de calcul.



*Figure B.7. Carte des substrats pour la côte de la Colombie-Britannique (GREGG et al. 2021). Le substrat a été prédit pour chaque cellule de 100 x 100 m. Ici, le pourcentage de couverture rocheuse est calculé comme la proportion de cellules définies comme substrat rocheux dans chaque grille de 1 km x 1 km. Les coordonnées UTM, qui facilitent le calcul de la distance euclidienne entre les points, sont présentées ici.*

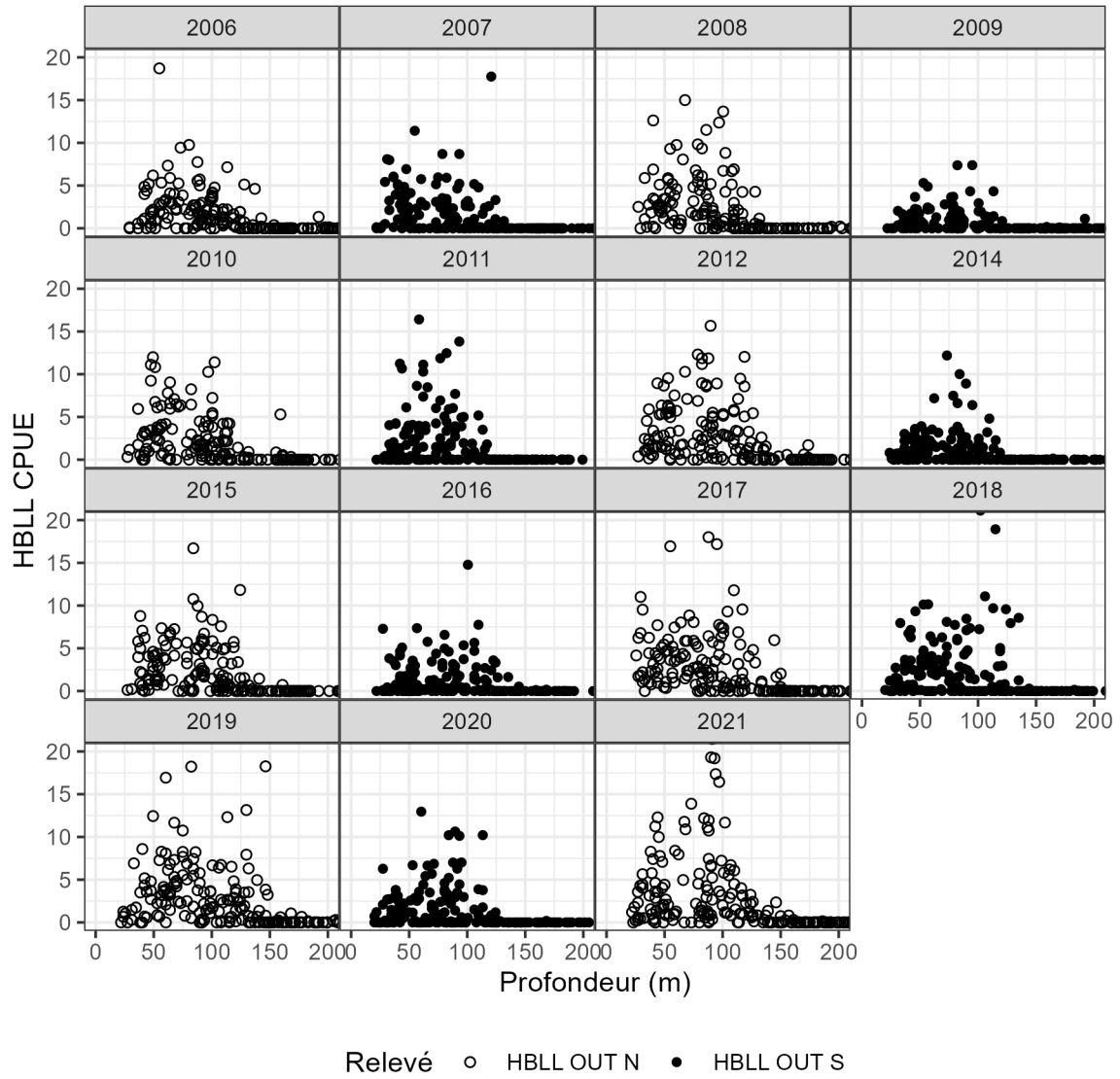


Figure B.8. Taux de prise des calées du RPFD dans les eaux extérieures en fonction de la profondeur.

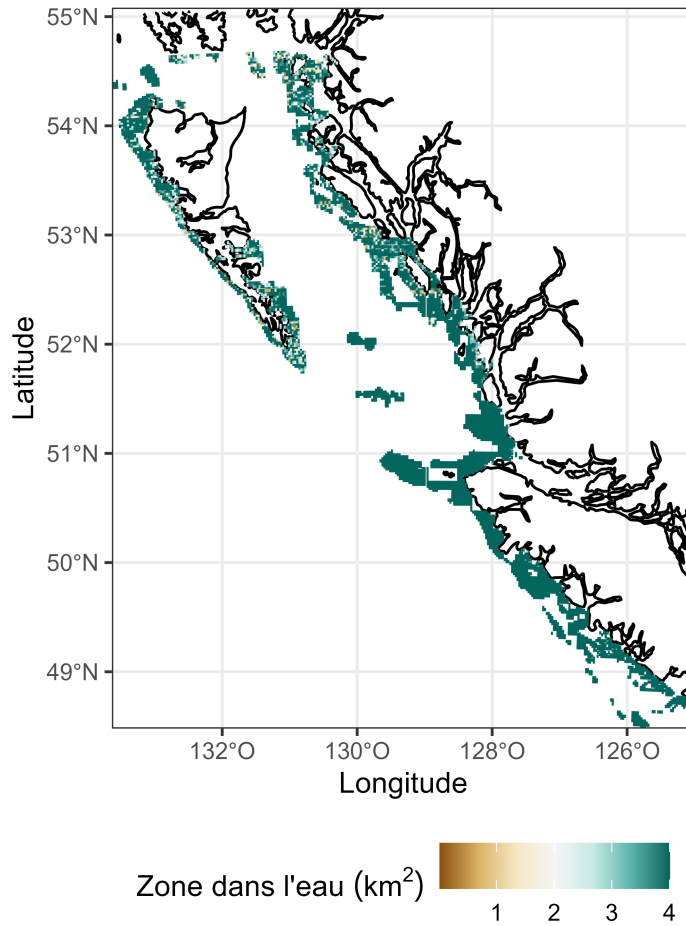


Figure B.9. Surface par cellule de la grille de relevé qui est dans l'eau pour le RPF dans les eaux extérieures. La densité numérique prédite pour chaque cellule de la grille est mise à l'échelle du domaine complet du relevé en fonction de ces zones.

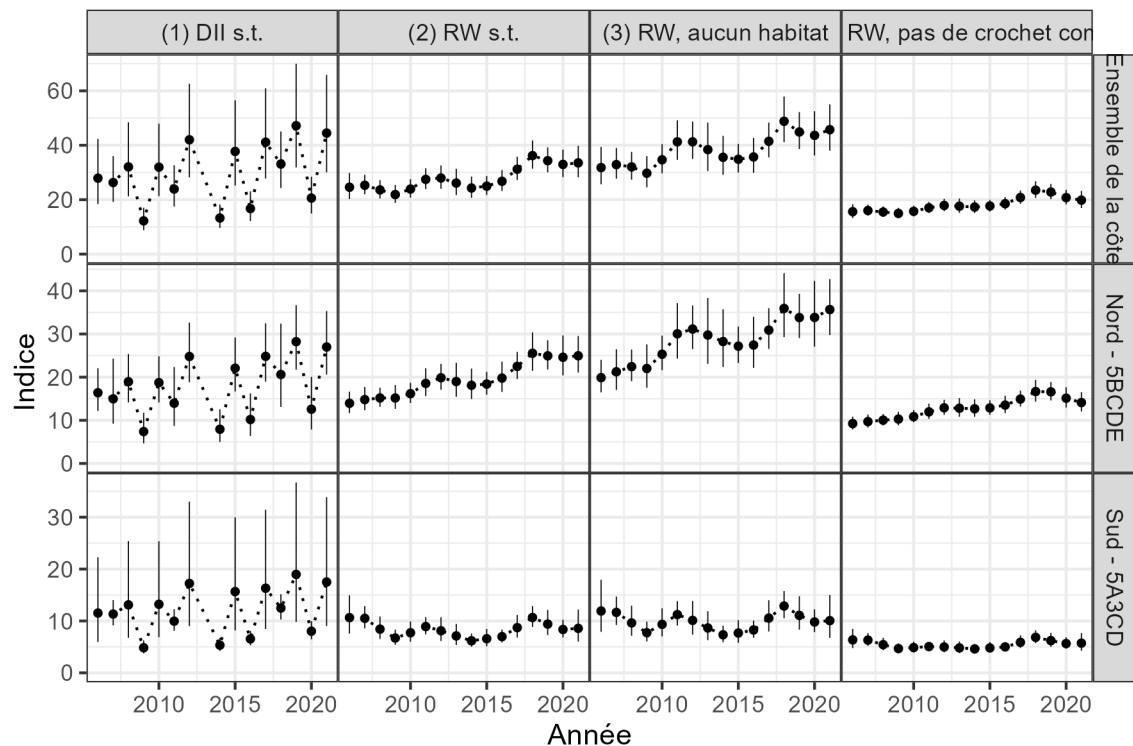


Figure B.10. Comparaison de quatre indices d'abondance (en unités de milliers de poissons) provenant du RPF dans les eaux extérieures : (1) Effets de l'année fixes avec covariables d'habitat, (2) Marche aléatoire dans des effets aléatoires spatiotemporels avec covariables d'habitat, (3) Marche aléatoire sans covariables d'habitat, et (4) Marche aléatoire sans facteur d'ajustement de la concurrence à l'égard des hameçons. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. La série d'indices privilégiée provient du modèle 2.

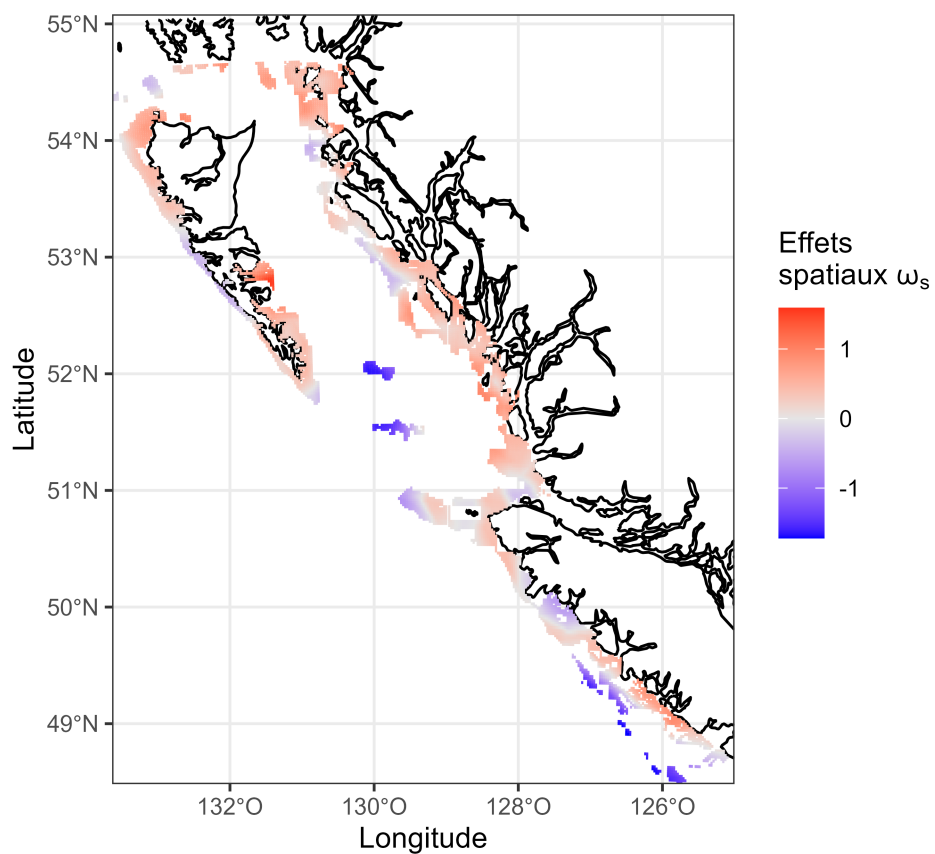


Figure B.11. Effets aléatoires spatiaux du modèle linéaire mixte généralisé (MLMG) 2. Il s'agit de différences constantes corrélées spatialement dans l'abondance attendue au fil du temps. Les valeurs sont indiquées dans l'espace de liaison (log).

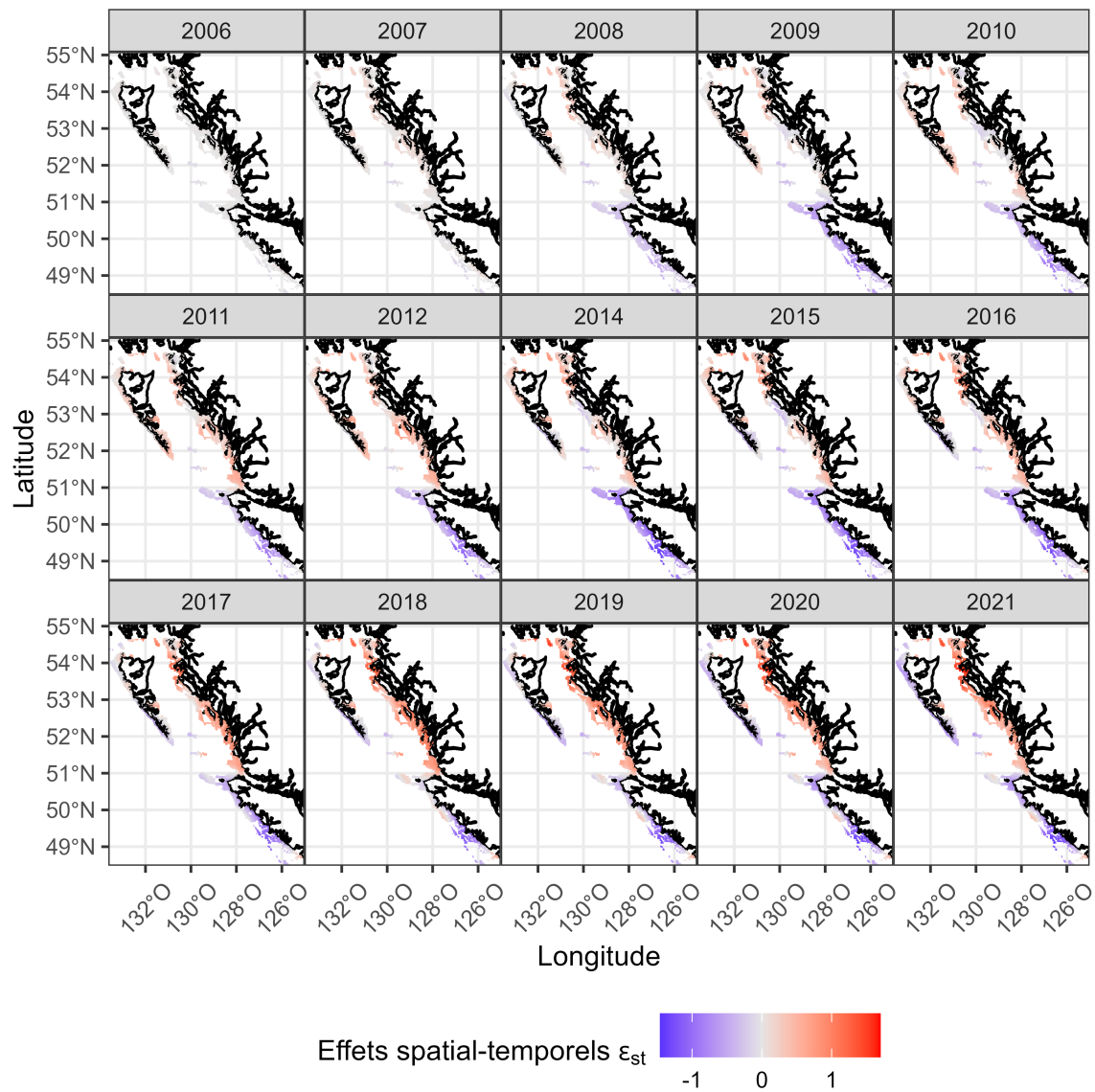


Figure B.12. Effets aléatoires spatiotemporels du modèle linéaire mixte généralisé (MLMG) 2. Il s'agit d'écart spatialement corrélés qui changent au fil du temps. La variance des effets spatiotemporels aléatoires est supérieure à celle des effets spatiaux aléatoires (figure précédente).



Tableau B.1. Résumé du RPFD dans les eaux extérieures.

Année	Nombre de calées	Nombre de calées positives	Proportion de calées positives
2006	188	109	0,58
2007	195	81	0,42
2008	187	102	0,55
2009	182	71	0,39
2010	191	111	0,58
2011	196	85	0,43
2012	195	125	0,64
2014	194	93	0,48
2015	195	118	0,61
2016	197	99	0,50
2017	197	121	0,61
2018	196	106	0,54
2019	195	128	0,66
2020	196	91	0,46
2021	197	127	0,64

Tableau B.2. Paramètres estimés des quatre MMLG spatiotemporels pour le RPFD dans les eaux extérieures. Les astérisques indiquent les effets fixes (covariables de l'habitat et termes d'interception) qui étaient significatifs au niveau de 5 %. Tous les autres paramètres sont des paramètres de nuisance et leur importance n'a pas été évaluée. Le paramètre de la plage est en km.  $\sigma_O$  et  $\sigma_E$  sont les écarts-types des champs spatial et spatiotemporel, respectivement. Les effets de l'année fixes dans le modèle 1 ne sont pas indiqués ici.

Durée	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3	Modèle 4
depth_scaled, degree 1	-1.65*	-1.64*	NA	-1.63*
depth_scaled, degree 2	-0.98*	-0.98*	NA	-0.95*
drock_scaled	-0.21*	-0.2*	NA	-0.22*
dmix_scaled	-0.13*	-0.13*	NA	-0.13*
range	54	123	188,00	117
phi	5.23	5.35	6,45	5.35
sigma_O	0.94	1.17	8,47	1.25
tweedie_p	1.37	1.37	1,40	1.36
sigma_E	0.39	0.27	0,26	0.21
(Intercept)	NA	0.14	-5,09	-0.39

Tableau B.3. Estimation de l'indice du RPFD dans les eaux extérieures à partir du MLGM 2 avec l'erreur-type log-normale entre parenthèses.

Année	Ensemble de la côte	Nord - 5BCDE	Sud - 5A3CD
2006	24,58 (0,10)	13,94 (0,09)	10,64 (0,17)
2007	25,30 (0,07)	14,80 (0,09)	10,51 (0,10)
2008	23,59 (0,07)	15,18 (0,07)	8,41 (0,13)
2009	21,89 (0,08)	15,17 (0,09)	6,71 (0,11)
2010	23,90 (0,07)	16,18 (0,07)	7,72 (0,13)
2011	27,47 (0,07)	18,55 (0,09)	8,92 (0,09)
2012	27,97 (0,08)	19,86 (0,08)	8,11 (0,14)
2013	26,10 (0,09)	18,99 (0,10)	7,12 (0,14)
2014	24,29 (0,08)	18,12 (0,10)	6,17 (0,10)
2015	24,98 (0,07)	18,40 (0,07)	6,58 (0,13)
2016	26,75 (0,07)	19,78 (0,09)	6,98 (0,09)
2017	31,20 (0,07)	22,49 (0,07)	8,71 (0,13)
2018	36,21 (0,07)	25,54 (0,09)	10,67 (0,10)
2019	34,34 (0,07)	24,94 (0,07)	9,39 (0,13)
2020	32,97 (0,08)	24,62 (0,10)	8,35 (0,10)
2021	33,53 (0,09)	24,95 (0,09)	8,58 (0,18)

---

## B.2. RELEVÉ DE LA CIFP

Depuis 1995, la Commission internationale du flétan du Pacifique (CIFP) effectue un relevé à la ligne fixe indépendant de la pêche dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique. Le relevé vise à indexer les tendances des populations de flétan du Pacifique, mais il effectue des prises accessoires des espèces de sébaste. Le plan d'échantillonnage du relevé dans les eaux de la Colombie-Britannique a changé au fil du temps. Entre 1995 et 1997, le relevé utilisait un plan à stations spatialement triangulaire (figure B.13). En 1998, les stations ont été réorganisées et uniformément espacées dans le nord de la Colombie-Britannique (5ABCDE), puis étendues à la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV, zones 3CD) en 1999 (figure B.14). En 2018, les nouvelles stations de cette expansion ont été ajoutées au relevé. En 2020, seules les stations de 5ABCDE (en excluant la COIV) étaient échantillonnées. Un sous-ensemble aléatoire de stations de la COIV a été échantillonné de 2021 à 2023 (Wilson *et al.* 2020), et il est probable que ce plan d'échantillonnage se poursuivra en 2025 (Webster et Wilson 2023).

La résolution à laquelle les prises de sébastes sont enregistrées dans le relevé FISS CIFP a varié en fonction de la disponibilité d'un troisième technicien. Certaines années, les prises sont enregistrées hameçon par hameçon ou niveau de la calée, tandis que d'autres années, seules les prises dans les 20 premiers hameçons par longueur de ligne sont enregistrées (Anderson *et al.* 2019).

Contrairement au RPFDP, le relevé de la CIFP ne cible pas souvent l'habitat du sébaste. De nombreuses stations n'ont jamais capturé de sébaste à dos épineux, avec les taux de calées positives allant de 5 à 20 % par année (figure B.14 ; tableau B.4). Ici, nous élaborons un indice à partir des stations fixes qui ont capturé des sébastes à dos épineux au cours d'au moins une année, comme cela a été fait pour l'indice de l'abondance pour la population extérieure du sébaste aux yeux jaunes de la CIFP (Cox *et al.* 2020). L'indice a commencé en 1998, en excluant les calées qui utilisaient le plan à stations précédent en 1995–1997. Les stations additionnelles introduites depuis 2018 ont également été exclues (voir la figure B.14).

Nous élaborons l'indice à partir du taux de prise moyen auto-amorcé (nombre de prises par longueur de ligne efficace) à partir des données de chaque calée dans le progiciel *gfiphc* (Edwards *et al.* 2022). Nombre de longueurs de ligne efficaces déterminé par le nombre d'hameçons observés appâtés avec du saumon kéta (Anderson *et al.* 2019). Deux indices peuvent être élaborés, soit à partir des prises de tous les hameçons, soit à partir de 20 hameçons. Avec le sous-échantillon de 20 hameçons, il y a moins de calées positives (tableau B.4). La série chronologique utilisant les prises de 20 hameçons est plus longue, mais avec une précision inférieure à celle des prises de tous les hameçons (Doherty et Haggarty 2022).

Des indices distincts ont été élaborés pour les régions du nord (5BCDE) et du sud (5A3CD), à partir des emplacements des stations fixes (figure B.15). Aucun indice n'a été calculé en 2000 et en 2020 pour 5A3CD, parce que la COIV n'a pas été échantillonnée.

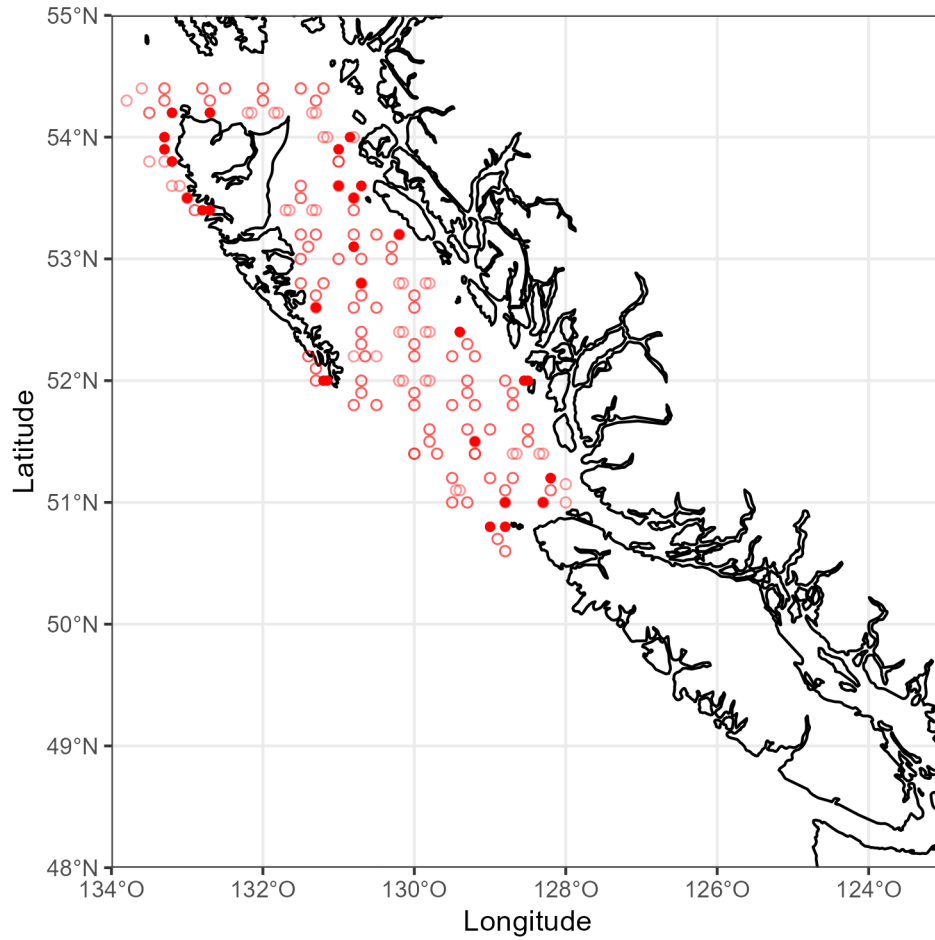


Figure B.13. Stations fixes du relevé de la CIFP en 1995-1997 (cercles rouges). Les cercles vides indiquent les stations où aucun sébaste à dos épineux n'a été capturé au cours de cette période.

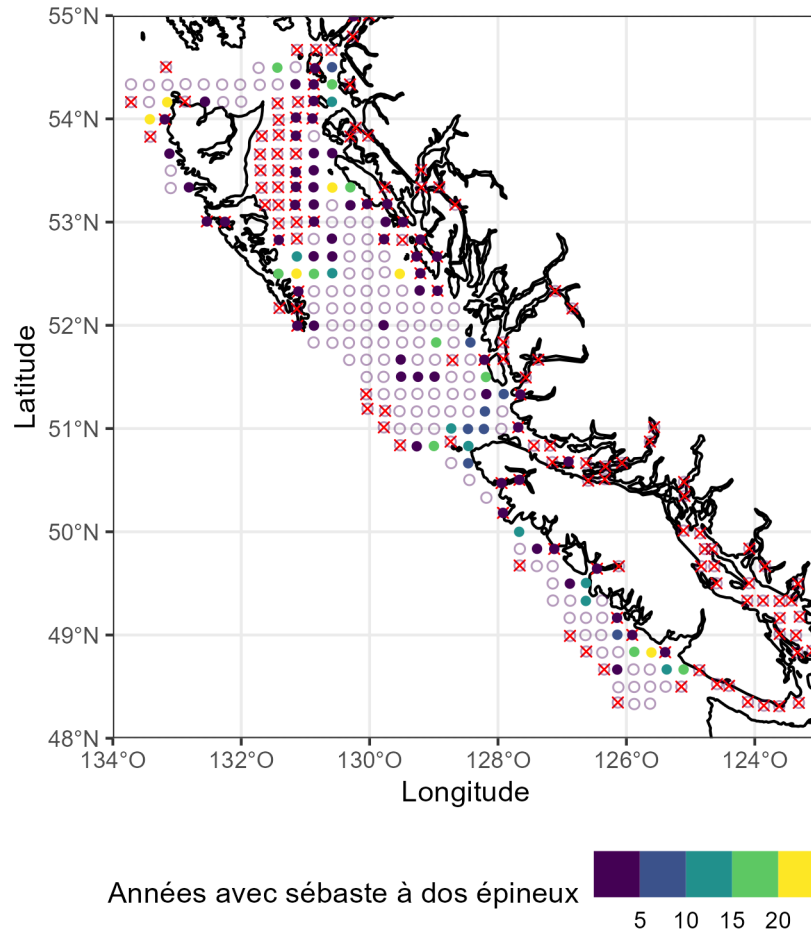


Figure B.14. Stations fixes du relevé de la CIFP depuis 1998 (cercles). Les croix rouges indiquent les stations supplémentaires qui ont été introduites dans le relevé en 2018, mais n'ont pas été incluses dans le calcul de l'indice du sébaste à dos épineux. Les cases de couleur pour les cercles remplis indiquent le nombre d'années où un sébaste à dos épineux a été capturé. Les cercles vides indiquent les stations où aucun sébaste à dos épineux n'a été capturé au cours de l'historique du relevé.

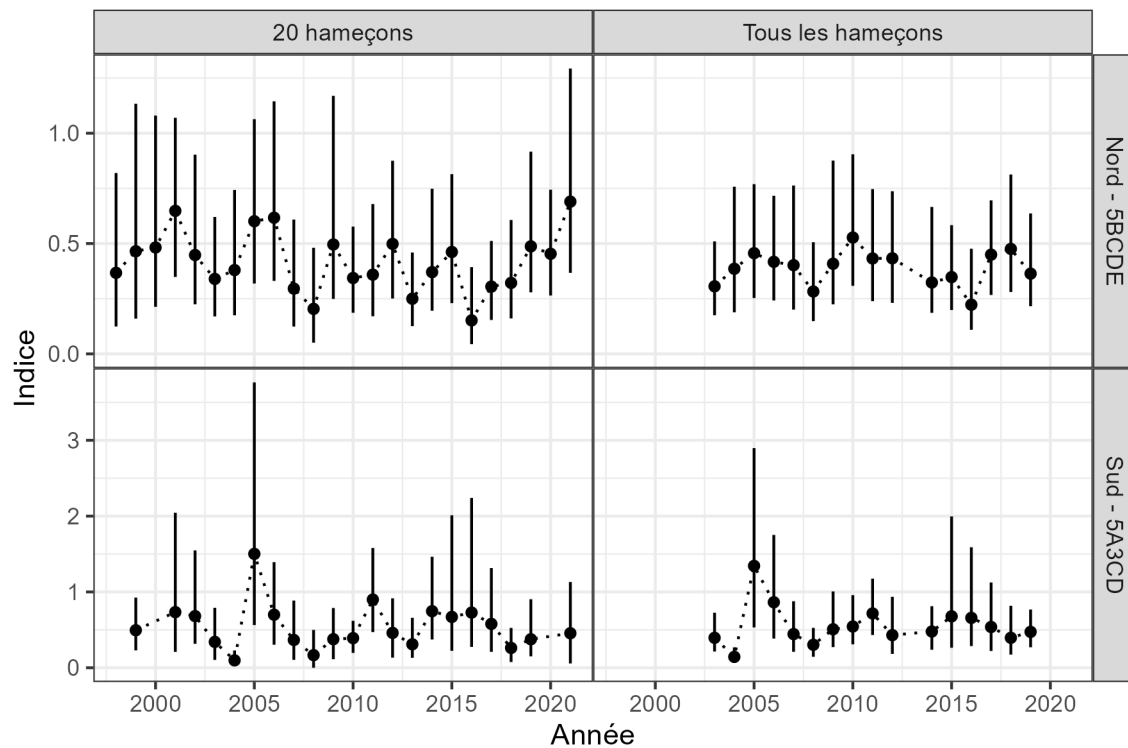


Figure B.15. Indice d'abondance (nombre par longueur de ligne efficace) du relevé de la CIPF. Les lignes verticales couvrent l'intervalle de confiance à 95 % calculé à partir de l'erreur-type de la moyenne.

Tableau B.4. Résumé des prises de sébastes à dos épineux des eaux extérieures effectuées dans le cadre du FISS CIFP.

Année	Nombre de calées	Proportion de calées positives (tous les hameçons)	Proportion de calées positives (20 hameçons)
1995	111	0,15	NA
1996	120	0,17	NA
1997	121	NA	0,09
1998	128	NA	0,05
1999	168	NA	0,08
2000	129	NA	0,09
2001	170	NA	0,09
2002	170	NA	0,11
2003	169	0,18	0,09
2004	167	0,14	0,08
2005	170	0,15	0,12
2006	169	0,17	0,12
2007	170	0,14	0,06
2008	167	0,14	0,04
2009	168	0,17	0,10
2010	170	0,19	0,12
2011	168	0,19	0,11
2012	170	0,13	0,09
2013	170	NA	0,09
2014	170	0,18	0,12
2015	170	0,18	0,10
2016	167	0,14	0,07
2017	165	0,16	0,09
2018	297	0,20	0,10
2019	165	0,20	0,13
2020	197	NA	0,17
2021	230	NA	0,14

Tableau B.5. Indice d'abondance (nombre par longueur de ligne efficace) du relevé de la CIFP, avec le coefficient de variation entre parenthèses.

Année	Type	Nord - 5BCDE	Sud - 5A3CD
1998	20 hameçons	0,37 (0,44)	NA
1999	20 hameçons	0,47 (0,46)	0,49 (0,35)
2000	20 hameçons	0,48 (0,41)	NA
2001	20 hameçons	0,65 (0,28)	0,73 (0,53)
2002	20 hameçons	0,45 (0,35)	0,68 (0,39)
2003	20 hameçons	0,34 (0,33)	0,34 (0,46)
2004	20 hameçons	0,38 (0,36)	0,10 (0,53)
2005	20 hameçons	0,60 (0,31)	1,50 (0,46)
2006	20 hameçons	0,62 (0,30)	0,70 (0,38)
2007	20 hameçons	0,30 (0,39)	0,37 (0,50)
2008	20 hameçons	0,20 (0,50)	0,17 (0,72)
2009	20 hameçons	0,50 (0,39)	0,38 (0,43)
2010	20 hameçons	0,34 (0,29)	0,39 (0,27)
2011	20 hameçons	0,36 (0,34)	0,90 (0,30)
2012	20 hameçons	0,50 (0,30)	0,46 (0,41)
2013	20 hameçons	0,25 (0,31)	0,31 (0,41)
2014	20 hameçons	0,37 (0,33)	0,75 (0,34)
2015	20 hameçons	0,46 (0,31)	0,67 (0,55)
2016	20 hameçons	0,15 (0,49)	0,73 (0,54)
2017	20 hameçons	0,30 (0,29)	0,58 (0,45)
2018	20 hameçons	0,32 (0,33)	0,26 (0,42)
2019	20 hameçons	0,49 (0,30)	0,38 (0,44)
2020	20 hameçons	0,45 (0,26)	NA
2021	20 hameçons	0,69 (0,32)	0,46 (0,56)
2003	Tous les hameçons	0,31 (0,27)	0,39 (0,31)
2004	Tous les hameçons	0,39 (0,35)	0,14 (0,34)
2005	Tous les hameçons	0,46 (0,28)	1,34 (0,42)
2006	Tous les hameçons	0,42 (0,27)	0,86 (0,37)
2007	Tous les hameçons	0,40 (0,33)	0,44 (0,35)
2008	Tous les hameçons	0,28 (0,31)	0,30 (0,31)
2009	Tous les hameçons	0,41 (0,34)	0,51 (0,33)
2010	Tous les hameçons	0,53 (0,27)	0,54 (0,29)
2011	Tous les hameçons	0,43 (0,28)	0,72 (0,25)
2012	Tous les hameçons	0,43 (0,29)	0,43 (0,40)
2014	Tous les hameçons	0,32 (0,32)	0,48 (0,30)
2015	Tous les hameçons	0,35 (0,27)	0,68 (0,51)
2016	Tous les hameçons	0,22 (0,37)	0,66 (0,43)
2017	Tous les hameçons	0,45 (0,24)	0,54 (0,40)
2018	Tous les hameçons	0,48 (0,27)	0,39 (0,38)
2019	Tous les hameçons	0,36 (0,27)	0,47 (0,26)



---

### B.3. RELEVÉS SYNOPTIQUES AU CHALUT

Le MPO, de concert avec la Canadian Groundfish Research and Conservation Society ont mis en œuvre un ensemble de relevés au chalut qui, ensemble, couvrent le plateau continental et le talus supérieur de la majeure partie de l'habitat chalutable de la côte de la Colombie Britannique. Les relevés suivent un plan aléatoire stratifié en fonction de la profondeur et utilisent les mêmes engins de pêche au chalut et les mêmes protocoles de pêche (Sinclair *et al.* 2003). Les relevés ont été conçus pour fournir un synopsis de toutes les espèces pouvant être capturées au chalut plutôt que de se concentrer sur des espèces précises. Quatre relevés synoptiques (SYN) couvrent le détroit d'Hécate (DH), la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), le bassin de la Reine-Charlotte (BRC) et la côte ouest de Haida Gwaii (COHG). Les relevés dans le bassin de la Reine-Charlotte et sur la côte ouest de Haida Gwaii ont été effectués à bord de bateaux de pêche commerciale affrétés, tandis que les relevés dans le détroit d'Hécate et sur la côte ouest de l'île de Vancouver ont été effectués sur le navire de recherche (NR) *WE Ricker* des services de la Garde côtière canadienne (SGCC) ou sur des bateaux de pêche commerciale affrétés lorsque le *WE Ricker* n'était pas disponible. Ces relevés sont maintenant effectués sur le navire de recherche (NR) NGCC *Franklin*, le successeur du NR *Ricker*. Deux des relevés synoptiques sont effectués chaque année en alternance, de sorte que chaque levé est effectué une fois tous les deux ans.

Dans trois des quatre zones, les relevés au chalut ne capturent que très peu, voire pas du tout, de sébastes à dos épineux, sauf dans le détroit d'Hécate (tableau B.6). Aucun sébaste à dos épineux n'a été capturé par le relevé au chalut de la côte ouest de Haida Gwaii, car il pêche en grande partie à l'extérieur de la plage de profondeurs du sébaste à dos épineux (figure B.16). La proportion de traits de chalut positifs (entre 20 et 30 %) dans le détroit d'Hécate est relativement élevée par rapport aux autres relevés au chalut et au relevé de la CIFP, probablement en raison de la faible distribution de la profondeur du détroit d'Hécate. La figure B.17 montre les taux de prise par trait dans le détroit d'Hécate. Une description plus détaillée du relevé au chalut dans le détroit d'Hécate est fournie dans Wyeth *et al.* (2018).

Nous avons utilisé ce relevé pour élaborer un indice de biomasse (tableau B.6 et figure B.18). L'estimation de la biomasse tirée du relevé au chalut est une estimation fondée sur le plan des captures par unité d'effort (CPUE) au chalut, élargie par la superficie des strates de relevé (voir l'annexe F.5 d'Anderson *et al.* (2019)). Comparativement au RPFD et aux relevés de la CIFP, le relevé au chalut du détroit d'Hécate capture des sébastes à dos épineux plus jeunes (annexe A).

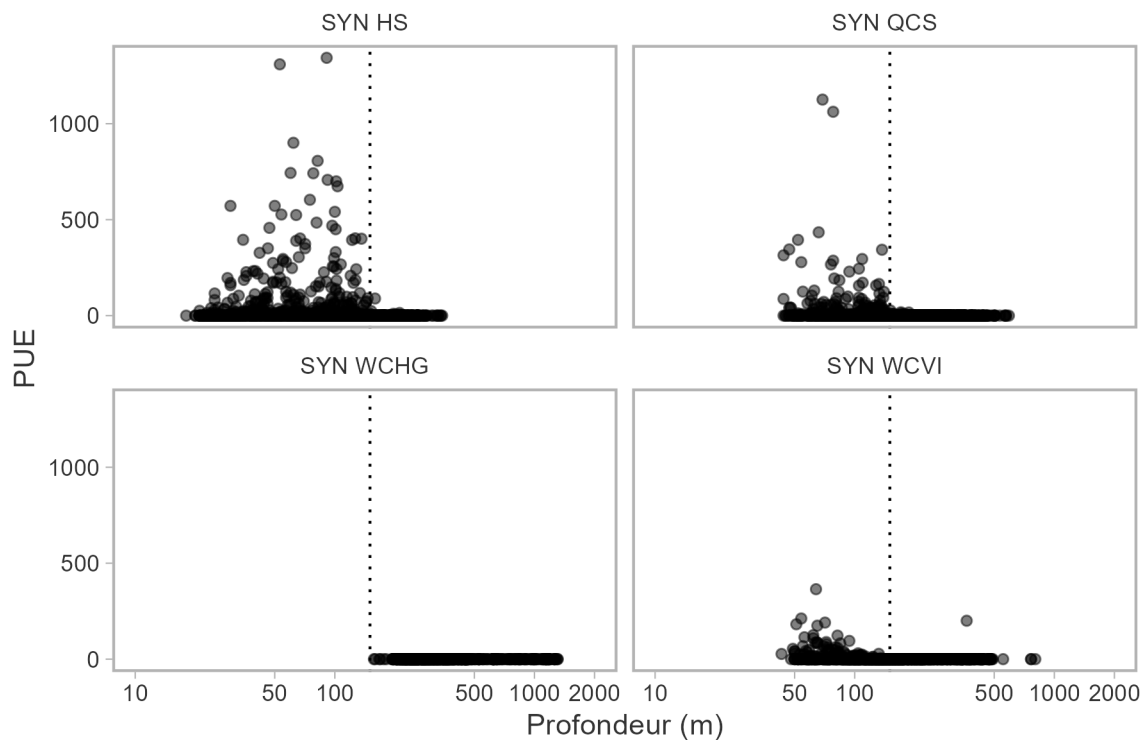


Figure B.16. CPUE par trait (kg par  $extrm{km}^2$ ) par rapport à la profondeur (mètres) dans les quatre relevés synoptiques au chalut. L'axe des x est sur une échelle logarithmique naturelle et les lignes pointillées verticales correspondent à une profondeur de 150 m.

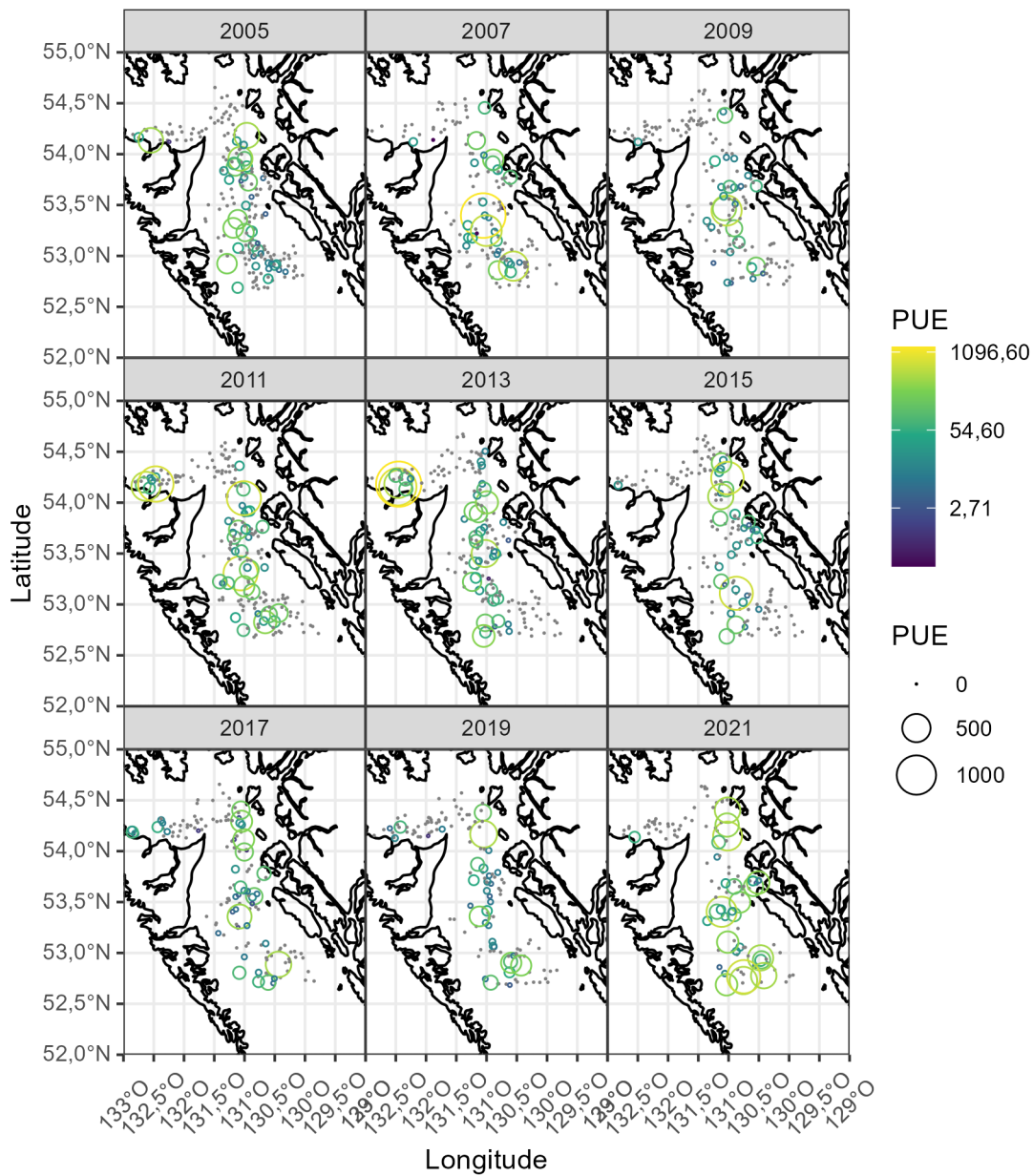


Figure B.17. CPUE par trait (kg par  $extrm{km}^2$ ) dans le relevé au chalut synoptique du détroit d'Hécate. La taille et la couleur des cercles sont proportionnelles à la CPUE. Les points gris indiquent les traits avec des prises nulles de sébastes à dos épineux.

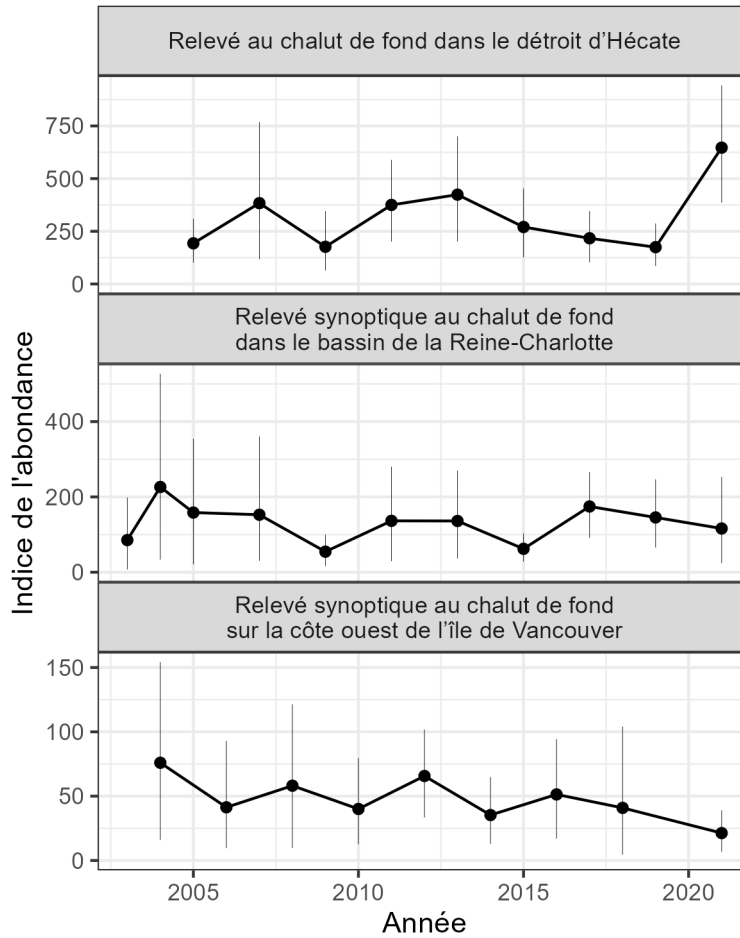


Figure B.18. Indices de la biomasse des relevés synoptiques au chalut, avec des moyennes auto-amorcées et des intervalles de confiance à 95 %. Seul l'indice du relevé du détroit d'Hécaté est utilisé dans le présent document de recherche. À titre de référence, les indices du bassin de la Reine-Charlotte et de la côte ouest de l'île de Vancouver sont présentés ici. Aucun sébaste à dos épineux n'a été capturé sur la côte ouest de Haida Gwaii.

Tableau B.6. Biomasse du sébaste à dos épineux des eaux extérieures dans les relevés synoptiques au chalut dans le détroit d'Hécate (SYN DH), le bassin de la Reine-Charlotte (SYN BRC) et la côte ouest de l'île de Vancouver (SYN COIV). Aucun sébaste à dos épineux n'a été capturé lors du relevé au chalut sur la côte ouest de Haida Gwaii (SYN COHG). Le CV est le coefficient de variation de la moyenne de l'indice.

Relevé	Année	Nombre de traits	Proportion de traits positifs	Biomasse (t)	CV
SYN DH	2005	198	0,21	193	0,27
SYN DH	2007	132	0,23	384	0,44
SYN DH	2009	155	0,18	176	0,41
SYN DH	2011	184	0,22	375	0,26
SYN DH	2013	175	0,25	424	0,31
SYN DH	2015	148	0,22	270	0,31
SYN DH	2017	138	0,32	217	0,29
SYN DH	2019	135	0,25	175	0,30
SYN DH	2021	116	0,29	647	0,22
SYN BRC	2003	228	0,02	85	0,58
SYN BRC	2004	229	0,06	226	0,59
SYN BRC	2005	221	0,05	158	0,54
SYN BRC	2007	255	0,05	153	0,60
SYN BRC	2009	230	0,04	55	0,40
SYN BRC	2011	248	0,06	136	0,48
SYN BRC	2013	236	0,07	136	0,44
SYN BRC	2015	238	0,08	62	0,31
SYN BRC	2017	239	0,17	175	0,25
SYN BRC	2019	242	0,10	145	0,32
SYN BRC	2021	193	0,06	116	0,50
SYN COHG	2006	107	0,00	NA	NA
SYN COHG	2007	108	0,00	NA	NA
SYN COHG	2008	117	0,00	NA	NA
SYN COHG	2010	126	0,00	NA	NA
SYN COHG	2012	128	0,00	NA	NA
SYN COHG	2014	54	0,00	NA	NA
SYN COHG	2016	110	0,00	NA	NA
SYN COHG	2018	118	0,00	NA	NA
SYN COHG	2020	96	0,00	NA	NA
SYN COIV	2004	89	0,09	76	0,47
SYN COIV	2006	164	0,05	41	0,52
SYN COIV	2008	159	0,05	58	0,49
SYN COIV	2010	136	0,07	40	0,45
SYN COIV	2012	151	0,11	66	0,26
SYN COIV	2014	146	0,06	35	0,37
SYN COIV	2016	140	0,06	51	0,39
SYN COIV	2018	190	0,04	41	0,73
SYN COIV	2021	169	0,07	21	0,39

---

## ANNEXE C. DONNÉES SUR LES PÊCHES

Le sébaste à dos épineux des eaux extérieures est capturé dans le cadre de pêches commerciales à la ligne et l'hameçon et au chalut, de pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) et de pêches récréatives. La gestion de la pêche du sébaste à dos épineux des eaux extérieures a commencé en 1986, avec la mise en place du permis commercial de catégorie « ZN » et des limites de prises quotidiennes pour les pêcheurs récréatifs. Une chronologie des changements de la gestion des pêches commerciales et récréatives est présentée dans les tableaux C.12 et C.13.

### C.1. DONNÉES DE LA PÊCHE COMMERCIALE

#### C.1.1. PRISES

Les données sur les prises de sébastes peuvent être regroupées en trois périodes : historique (de 1918 à 1950), électronique précoce (de 1951 à 2005) et moderne (à partir de 2006). Il y a deux grandes sources d'incertitude dans la période historique et le début de la période électronique pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. La première est que les prises de sébastes, autres que de sébaste à longue mâchoire (*Sebastes alutus*), étaient déclarées de façon regroupée (autre sébaste, AS) pendant la période historique. Pour reconstituer les prises historiques (Haigh et Yamanaka 2011, voir la section 1 du document) ont élaboré un algorithme qui applique un ratio ( $\gamma$ ) calculé à partir d'une période avec des données crédibles sur les débarquements provenant du programme de vérification à quai (de 1997 à 2005) pour générer une série chronologique sur les prises par espèce, année, secteur de pêche et zone de gestion (tableau C.2). Les données « crédibles » sur les débarquements sont tirées des années de référence où la connaissance des prises était considérée comme étant de grande qualité et stable, depuis 1997, avec le début de la présence d'observateurs à bord des chalutiers et le système de quotas individuels des bateaux (Haigh et Yamanaka 2011).

La deuxième grande source d'incertitude est l'ampleur des prises non déclarées qui étaient remises à l'eau ou rejetées en mer avant la mise en place du niveau de présence des observateurs de 100 % en 2006. La reconstitution des prises de Haigh et Yamanaka (2011) suppose qu'il n'y a pas eu de rejets avant 1986 pour la pêche à la ligne et l'hameçon, lorsque les permis de catégorie « ZN » ont été mis en place, et avant 1953 pour la pêche au chalut (on suppose que tous les sébastes étaient gardés). Les rejets sont présumés être entièrement déclarés dans les bases de données du MPO depuis 2006 et le niveau de présence des observateurs en mer de 100 %.

Les prises non conservées de sébaste à dos épineux (remises à l'eau ou rejets) ont été estimées pour chaque pêche à l'aide de la proportion de sébastes à dos épineux ( $\delta$ ) rejetés par une pêche par rapport aux cibles de débarquement propres à la pêche à l'aide des registres des observateurs de 2000 à 2004 pour les pêches à l'hameçon et à la ligne et de 1999 à 2005 pour les pêches au chalut (tableau C.3). Les estimations des prises historiques non déclarées ont ensuite été intégrées à la reconstitution des prises de 1986 à 2005 pour les pêches à l'hameçon et à la ligne et de 1954 à 1995 pour les pêches au chalut (figure C.1). Le contrôle continu de la qualité et les mises à jour de la base de données sur les prises de poisson de fond ont entraîné de légères différences dans les données au fil du temps (Maria Cornthwaite, MPO, Station biologique du Pacifique, comm. pers., 9 mars 2020). D'autres améliorations apportées à l'algorithme de reconstitution ont provoqué des changements importants des prises historiques estimées les

---

années intermédiaires (Norm Olsen, MPO, Station biologique du Pacifique, comm. pers., 9 mars 2020).

Pour cette analyse, nous avons utilisé les données reconstituées sur les prises de 1918 à 2005, puis les données sur les prises nominales en 2006, lorsque le niveau de présence à 100 % des observateurs en mer et la surveillance à quai sont entrés en vigueur. Depuis 2006, la majorité des prises commerciales proviennent des zones 5A, 5B et 5C (figure C.2).

Pour la pêche au chalut, les registres des observateurs ont signalé un taux de rejet très élevé (jusqu'à 400 % ; tableau C.3). Toutefois, ces taux de rejets ont été observés au cours d'une période (1999–2005) où la pêche n'était pas en mesure de conserver le sébaste à dos épineux. Cette interdiction n'existait pas avant 1997. Il est probable que la pêche fonctionnait différemment avant 1997 et qu'il n'y avait aucune incitation à rejeter les sébastes à dos épineux ou à effectuer des déclarations faussées (B. Mose, comm. pers. 2022). Ainsi, nous avons utilisé des prises au chalut avec aucun rejet dans la reconstitution, c.-à-d.,  $\delta = 0$ . Un tel taux de rejet est cohérent avec ce que l'on observe dans d'autres secteurs de la pêche à la ligne et l'hameçon qui ciblent des espèces autres que le sébaste, p. ex. le flétan du Pacifique et l'aiguillat. L'application de ces taux de rejet élevés aux prises historiques a produit des prélèvements au chalut probablement élevés (aussi importants que les prises à la ligne et l'hameçon).

### **C.1.2. ÉCHANTILLONS BIOLOGIQUES**

L'échantillonnage biologique dans le cadre de la pêche commerciale, y compris à la palangrotte, à la palangre et au chalut, a historiquement été limité. Des échantillons selon l'âge sont disponibles pour des palangrottes et des palangres (figure C.3). Seuls des échantillons de longueur sont disponibles pour la pêche au chalut (figure C.4). Il n'est pas facile de déterminer les engins utilisés lors des voyages de pêche pour les prises totales des secteurs de la pêche à la ligne et l'hameçon, mais les bordereaux de vente et les journaux de bord historiques indiquent des prises plus élevées à la palangre de sébastes dans les eaux extérieures au cours des années 1980 (Hand et Richards 1988 ; Hand *et al.* 1990).

Des échantillons ont été prélevés à partir d'un très petit sous-ensemble des prises (limité à 1 ou 2 événements de pêche pour la plupart des années, tableau C.1). Le tableau C.1 présente un résumé du nombre de spécimens prélevés et d'événements de pêche. Aucun échantillon d'âge ou de taille n'a été prélevé dans le cadre de la pêche commerciale depuis 2010.

Depuis 2006, le Système d'exploitation des pêches (SEP), le référentiel des données sur les prises commerciales de poisson de fond, fait état du poids total et du nombre des poissons pêchés lors des voyages de pêche individuels. Cela permet de calculer le poids moyen des prises commerciales (de 2006 à 2021 ; figure C.5 et tableau C.6). Les erreurs-types pour le poids moyen ont été calculées à partir des registres des pêches auto-amorçés, stratifiés par année, engins et superficie pêchée. Le poids moyen est plus élevé pour la pêche au chalut (> 1 kg pendant la plupart des années) que pour la pêche à la ligne et l'hameçon.

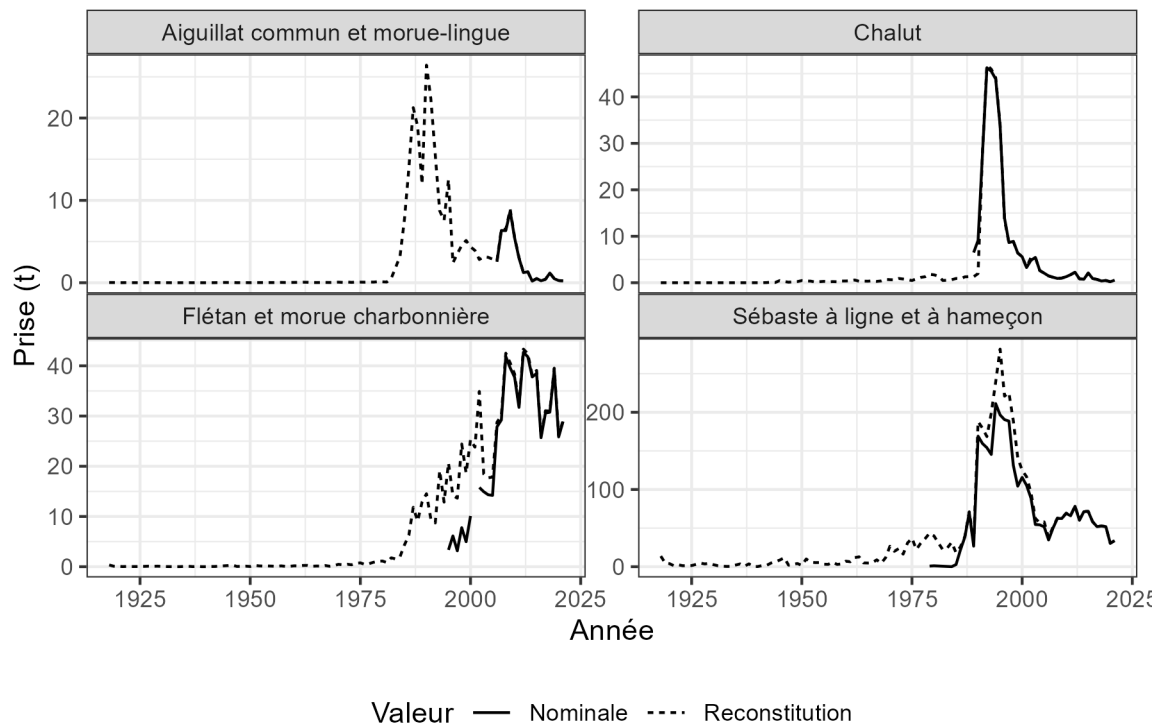


Figure C.1. Comparaison des prises commerciales reconstituées et nominales pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures.

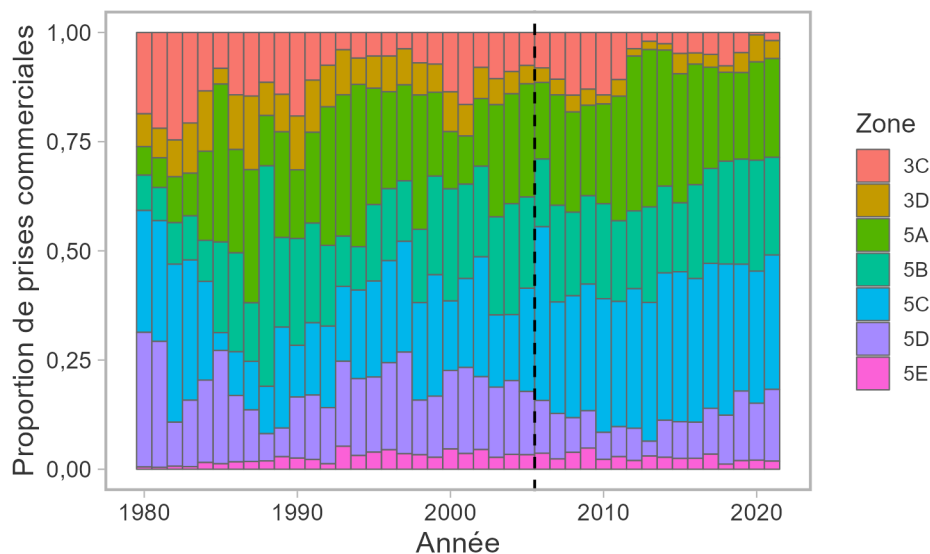


Figure C.2. Proportion des prises commerciales par zone pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures depuis 1980. La ligne verticale pointillée délimite l'année 2006, où une surveillance entièrement électronique a été mise en œuvre pour les prises de pêche. Les proportions antérieures à 2006 ont été calculées à partir d'une reconstitution des prises.



## Fréquences d'âge

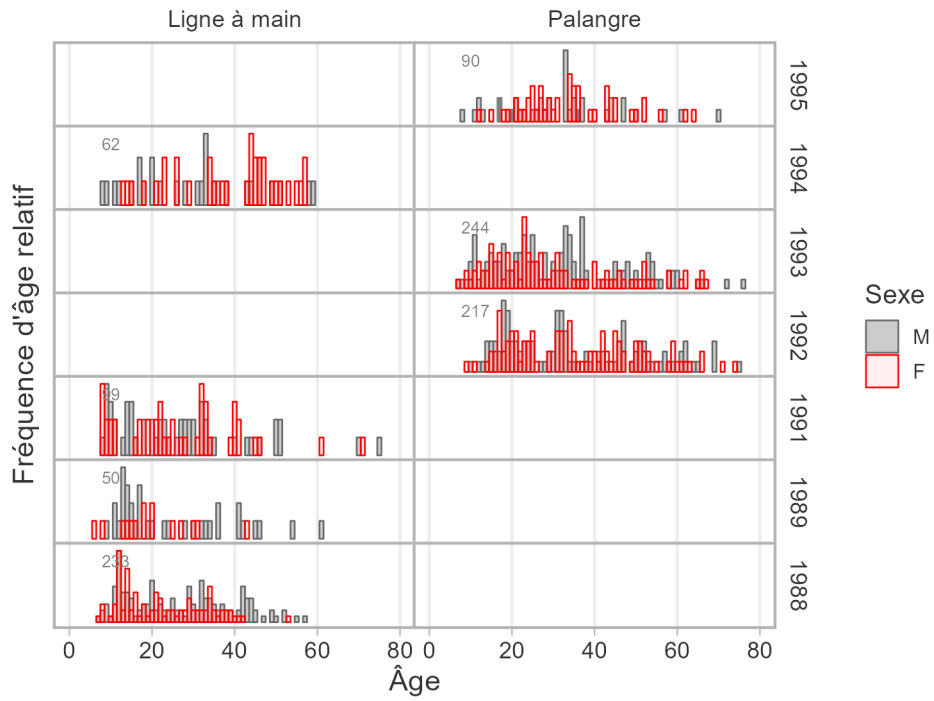


Figure C.3. Fréquence selon l'âge de la pêche commerciale à l'hameçon et à la ligne. Les femelles sont représentées par des barres rouges et les mâles sont représentés derrière par des barres grises. Le nombre total de poissons dont l'âge a été déterminé pour un relevé et une année donnés est indiqué en haut de chaque panneau.

## Fréquences de longueur

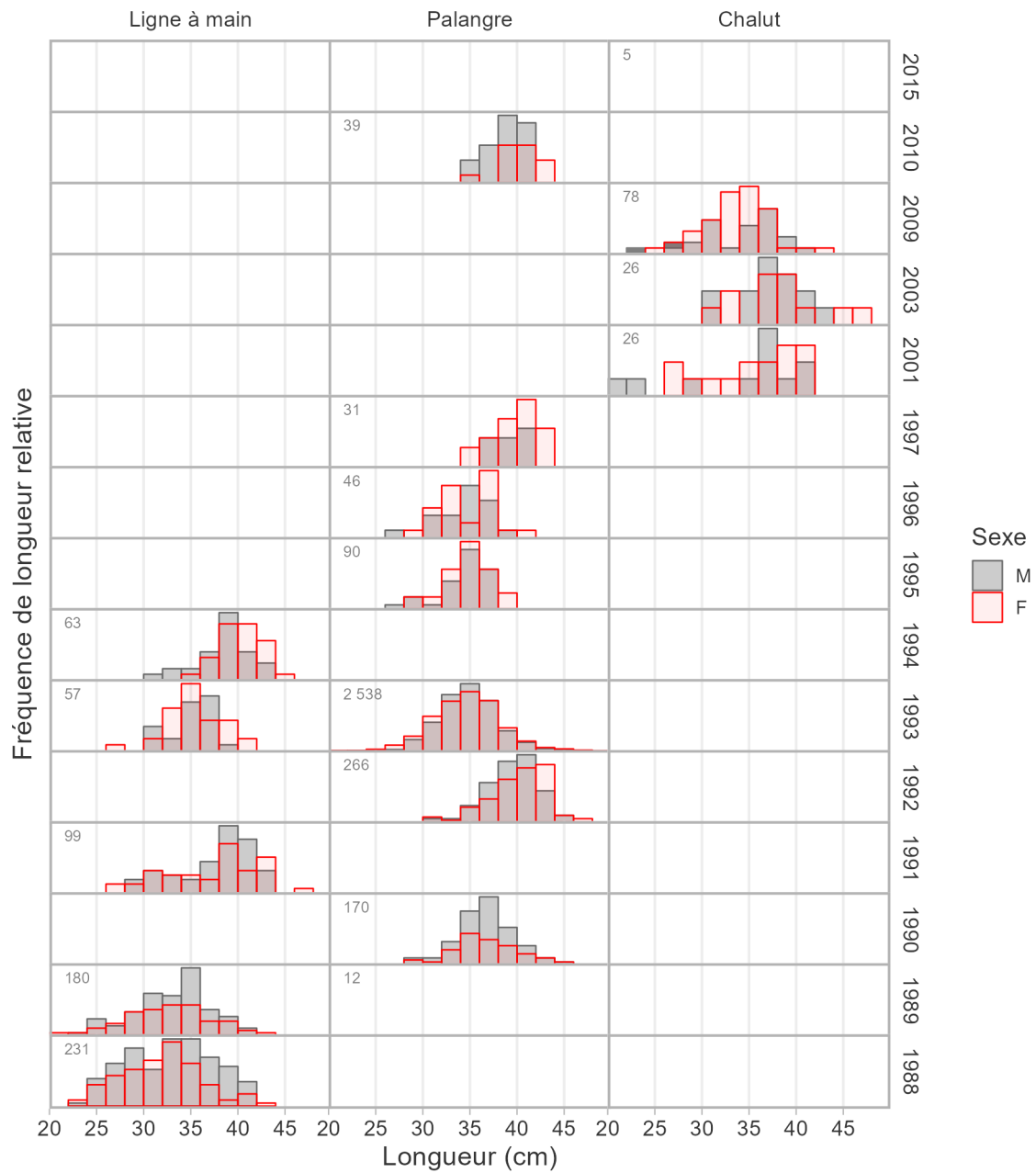


Figure C.4. Fréquence selon la longueur de la pêche commerciale. Les femelles sont représentées par des barres rouges et les mâles sont représentés derrière par des barres grises. Le nombre total d'échantillons de poissons pour une année donnée est indiqué en haut de chaque panneau.

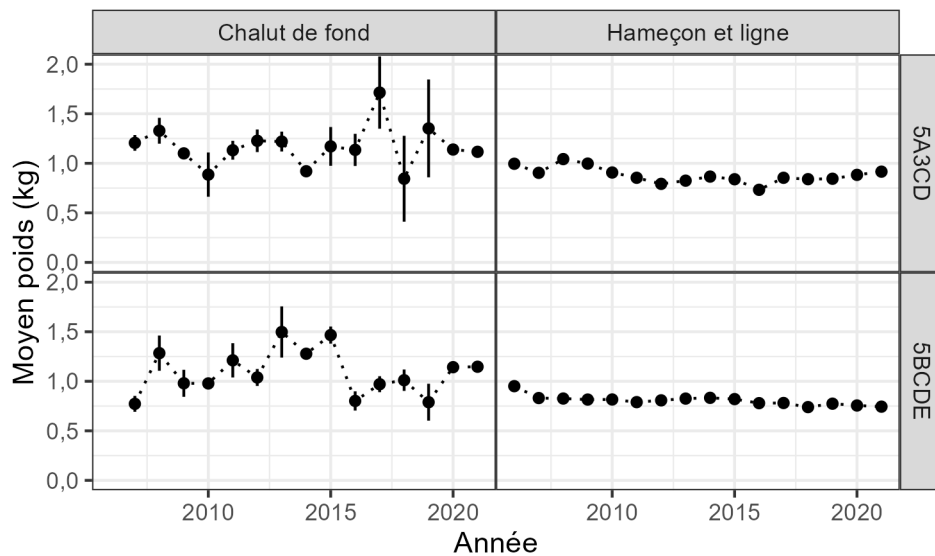


Figure C.5. Poids moyen (kg) des sébastes à dos épineux des eaux extérieures capturés par la pêche commerciale, stratifié par superficie et par engin. Les barres d'erreur affichent l'intervalle de confiance à 95 %, en utilisant l'erreur-type. Les valeurs ont été obtenues en calculant le ratio du poids total et du nombre total déclarés dans la base de données du SEP.

Tableau C.1. Échantillons biologiques de sébaste à dos épineux provenant de la pêche commerciale. Des otolithes ont été prélevés sur tous les spécimens, mais les âges n'ont été établis que pour un sous-ensemble.

Engin	Année	Événements de pêche	Nombre de spécimens	Longueur	Poids	Maturité	Âge
Palangrotte	1988	1	233	231	232	233	233
Palangrotte	1989	1	180	180	180	180	50
Palangrotte	1991	2	99	99	99	99	99
Palangrotte	1993	1	57	57	0	0	0
Palangrotte	1994	1	63	63	1	63	62
Palangre	1989	1	12	12	12	12	0
Palangre	1990	1	170	170	0	170	0
Palangre	1992	5	266	266	266	266	217
Palangre	1993	36	2 539	2 538	444	492	244
Palangre	1995	2	90	90	52	90	90
Palangre	1996	1	46	46	0	46	0
Palangre	1997	1	31	31	0	0	0
Palangre	2010	1	39	39	39	0	0
Chalut de fond	2001	1	26	26	0	0	0
Chalut de fond	2003	1	26	26	0	0	0
Chalut de fond	2009	1	78	78	0	0	0

Tableau C.2. Valeurs de  $\gamma$ , le ratio des sébastes à dos épineux par rapport aux prises cibles ou à la totalité des prises, par secteur et zone de pêche pour la reconstitution des prises commerciales.

Zone	Chalut	Flétan	Morue charbonnière	Chien de mer-Morue-lingue	Sébaste L et H
3C	0,0001	0,0341	0,0067	0,0464	0,1918
3D	0,0000	0,0174	0,0020	0,0305	0,0600
5A	0,0001	0,0298	0,0000	0,0624	0,1012
5B	0,0001	0,0164	0,0005	0,0857	0,1961
5C	0,0002	0,0479	0,0000	0,0562	0,3096
5D	0,0012	0,0459	0,0000	0,0805	0,3291
5E	0,0000	0,0112	0,0006	0,0037	0,0019

Tableau C.3. Valeurs de  $\delta$ , le ratio des rejets par rapport aux débarquements de sébaste à dos épineux, par secteur et zone de pêche pour la reconstitution des prises commerciales. Le ratio de rejet a été calculé à partir des registres des observateurs de 1996 à 2006 pour le secteur de la pêche au chalut, et de 2000 à 2004 pour tous les autres secteurs.

Zone	Chalut	Flétan	Morue charbonnière	Chien de mer-Morue-lingue	Sébaste L et H
3C	0,8785	0,0025	0	0,0009	0,0200
3D	1,4271	0,0003	0	0,0009	0,0192
5A	4,0528	0,0001	0	0,0002	0,0064
5B	4,1786	0,0001	0	0,0004	0,0088
5C	3,8639	0,0020	0	0,0005	0,0070
5D	2,9504	0,0011	0	0,0004	0,0134

---

Zone	Chalut	Flétan	Morue charbonnière	Chien de mer-Morue-lingue	Sébaste L et H
5E	0,0000	0,0002	0	0,0002	0,0000

---

Tableau C.4. Prises commerciales (tonnes) de sébaste à dos épineux des eaux extérieures par zone dans les secteurs de la pêche de l'aiguillat commun et de la morue-lingue, du sébaste à l'hameçon et à la ligne, du flétan et de la morue charbonnière. Le tableau contient des valeurs reconstituées (de 1918 à 2005) et nominales (de 2006 à 2021), en tonnes.

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
1918	1,3	0,3	0,1	4,4	2,7	5,2	0,0	14,0
1919	2,6	0,7	0,1	0,5	0,3	0,6	0,0	4,8
1920	1,5	0,4	0,1	0,7	0,5	0,9	0,0	4,1
1921	0,9	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
1922	1,9	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5
1923	0,9	0,2	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	1,3
1924	0,8	0,2	0,0	0,2	0,1	0,2	0,0	1,5
1925	0,5	0,1	0,0	0,3	0,2	0,3	0,0	1,4
1926	1,0	0,2	0,0	0,6	0,4	0,8	0,0	3,0
1927	1,4	0,4	0,1	1,0	0,6	1,2	0,0	4,7
1928	1,3	0,3	0,0	0,7	0,4	0,9	0,0	3,6
1929	1,1	0,3	0,0	1,1	0,7	1,3	0,0	4,5
1930	0,8	0,2	0,0	0,6	0,4	0,7	0,0	2,7
1931	0,8	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	1,3
1932	0,4	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,7
1933	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
1934	0,3	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,6
1935	0,3	0,1	0,0	0,6	0,4	0,8	0,0	2,2
1936	0,7	0,2	0,0	1,0	0,6	1,2	0,0	3,7
1937	0,2	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,0	0,7
1938	2,8	0,7	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	3,8
1939	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2
1940	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2
1941	0,0	0,2	0,0	0,5	0,4	0,4	0,0	1,5
1942	0,1	0,5	0,0	0,4	0,3	0,4	0,0	1,7
1943	0,4	1,3	0,1	1,2	0,9	1,0	0,0	4,9
1944	0,5	1,7	0,2	1,7	1,2	1,4	0,0	6,7
1945	0,4	1,3	0,1	2,8	1,9	2,2	0,1	8,8
1946	0,3	1,2	0,1	4,1	2,9	3,3	0,1	12,0
1947	0,1	0,3	0,0	0,6	0,4	0,5	0,0	1,9
1948	0,1	0,5	0,1	0,9	0,7	0,8	0,0	3,1
1949	0,2	0,7	0,1	1,3	0,9	1,0	0,0	4,2
1950	0,1	0,3	0,0	0,5	0,4	0,4	0,0	1,7
1951	0,4	1,0	0,0	2,9	2,9	3,0	0,1	10,3
1952	0,1	0,7	0,1	2,6	1,1	1,5	0,1	6,2
1953	0,4	0,9	0,7	1,6	0,7	1,1	0,0	5,4
1954	0,4	1,1	0,3	1,6	0,5	1,6	0,0	5,5
1955	0,2	1,3	0,1	0,3	0,7	0,7	0,0	3,3
1956	0,7	1,2	0,2	0,7	0,2	0,1	0,0	3,1
1957	2,0	1,9	0,0	1,6	0,3	0,4	0,0	6,2
1958	0,6	1,8	0,0	0,4	0,1	0,1	0,0	3,0
1959	1,0	2,0	0,1	0,5	0,0	0,0	0,0	3,6

---

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
1960	1,1	2,2	0,6	0,8	1,6	1,0	0,0	7,3
1961	1,1	2,9	0,4	1,4	0,5	0,4	0,0	6,7
1962	2,9	3,3	0,6	1,3	3,8	0,1	0,0	12,0
1963	1,9	2,1	0,7	5,7	1,8	0,8	0,1	13,1
1964	0,8	1,5	0,1	1,8	0,7	0,1	0,0	5,0
1965	0,7	1,3	0,1	0,8	1,7	0,3	0,0	4,9
1966	0,5	1,5	0,3	1,2	0,7	0,9	0,0	5,1
1967	1,1	2,1	0,2	1,0	2,6	2,3	0,0	9,3
1968	0,8	1,7	0,1	1,2	0,3	0,4	0,0	4,5
1969	1,8	1,7	0,7	3,5	3,9	0,2	0,0	11,8
1970	3,5	2,0	0,2	6,9	11,2	3,1	0,0	26,9
1971	2,2	0,6	0,7	4,4	9,1	3,3	0,0	20,3
1972	4,1	3,2	0,8	5,1	6,3	4,6	0,0	24,1
1973	2,9	1,3	1,0	1,8	5,5	4,2	0,0	16,7
1974	6,6	1,6	0,8	1,3	14,9	6,3	0,0	31,5
1975	5,1	1,4	0,7	4,2	20,1	6,2	0,0	37,7
1976	4,8	1,5	0,6	5,6	5,8	4,6	0,0	22,9
1977	6,1	1,7	3,4	5,7	9,9	4,5	0,0	31,3
1978	5,1	1,6	1,7	5,2	13,3	10,5	0,1	37,5
1979	9,2	3,3	3,8	4,4	15,3	8,5	0,2	44,7
1980	7,9	3,2	2,7	3,3	11,6	12,1	0,2	41,0
1981	7,2	2,2	2,2	2,3	8,7	8,8	0,1	31,5
1982	6,1	2,1	2,5	2,3	8,9	2,3	0,2	24,4
1983	5,8	3,2	2,6	2,8	8,9	4,1	0,2	27,6
1984	4,9	5,2	7,5	3,4	8,3	6,8	0,6	36,7
1985	2,5	1,1	11,1	6,3	1,0	7,8	0,4	30,2
1986	6,5	5,8	10,8	10,4	4,5	7,0	0,8	45,8
1987	10,5	12,4	21,9	9,7	7,9	8,5	1,3	72,2
1988	11,2	7,6	11,2	50,4	10,7	6,1	1,9	99,1
1989	7,8	4,8	13,4	11,3	12,8	3,6	1,6	55,3
1990	43,9	28,4	35,8	56,1	27,1	31,7	5,9	228,9
1991	25,3	25,4	47,6	51,2	35,9	20,5	5,3	211,2
1992	15,4	22,5	58,8	41,6	36,1	15,3	3,0	192,7
1993	10,2	27,7	73,3	28,7	42,0	30,8	14,4	227,1
1994	16,1	18,1	90,5	27,9	56,9	40,8	9,6	259,9
1995	14,4	24,6	78,5	58,9	72,7	52,2	13,6	314,9
1996	13,1	20,4	51,7	40,7	54,2	46,2	11,2	237,5
1997	9,3	20,7	51,9	33,6	62,2	55,8	8,9	242,4
1998	15,3	16,6	65,5	37,3	49,5	26,0	7,5	217,7
1999	12,0	11,0	31,3	37,8	46,4	22,0	4,7	165,2
2000	20,8	14,6	19,4	40,1	24,7	27,4	7,4	154,4
2001	24,1	10,6	15,1	31,4	29,3	28,6	5,3	144,4
2002	10,7	9,9	18,4	28,4	37,4	22,8	6,3	133,9
2003	8,9	5,3	20,9	19,1	13,6	13,7	2,4	83,9
2004	6,9	4,1	19,0	20,2	11,6	13,3	2,7	77,8
2005	5,9	3,4	20,2	16,4	18,9	11,1	2,7	78,6

---

---

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
2006	5,6	2,3	12,0	10,5	27,3	8,4	2,6	68,7
2007	9,4	3,2	22,2	19,5	22,6	9,1	2,1	88,1
2008	16,1	4,3	25,6	21,2	31,5	8,8	4,4	111,9
2009	14,5	4,2	23,3	22,5	32,6	9,5	5,5	112,1
2010	16,3	2,4	25,6	24,6	35,0	6,9	2,6	113,4
2011	10,5	3,9	29,3	18,4	29,5	6,9	3,0	101,5
2012	4,2	2,1	43,5	22,1	40,0	8,9	2,5	123,3
2013	1,9	2,0	37,8	22,7	33,2	3,4	3,2	104,2
2014	2,8	1,6	34,4	21,9	36,9	9,3	3,0	109,9
2015	5,0	5,3	33,5	16,5	38,9	9,5	2,8	111,5
2016	3,7	2,2	23,5	18,0	28,0	7,0	2,1	84,5
2017	4,1	2,5	19,5	18,1	27,8	8,7	2,9	83,6
2018	6,5	1,3	17,3	19,9	29,4	9,4	1,0	84,8
2019	4,2	4,2	18,3	22,2	26,8	14,7	1,8	92,2
2020	0,3	3,5	12,8	14,5	17,2	7,4	1,2	56,9
2021	1,0	2,6	14,4	14,2	19,5	10,3	1,2	63,2

---



Tableau C.5. Prises commerciales (tonnes) de sébaste à dos épineux des eaux extérieures par zone dans le secteur de la pêche au chalut. Le tableau contient des valeurs reconstituées (de 1918 à 2005) et nominales (de 2006 à 2021), en tonnes. Ici, on a supposé que le taux de rejet était nul avant 1996.

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
1918	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1919	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1920	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1921	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1922	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1923	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1924	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1925	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1926	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1927	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1928	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1929	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1930	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1931	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1932	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1933	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1934	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1935	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1936	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1937	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1938	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1939	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1940	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1941	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1942	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,04
1943	0,03	0,00	0,03	0,02	0,00	0,03	0,00	0,11
1944	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,00	0,05
1945	0,12	0,00	0,12	0,10	0,00	0,12	0,00	0,46
1946	0,06	0,00	0,06	0,05	0,00	0,08	0,00	0,25
1947	0,03	0,00	0,03	0,03	0,00	0,03	0,00	0,12
1948	0,05	0,00	0,05	0,04	0,00	0,05	0,00	0,19
1949	0,06	0,00	0,06	0,05	0,00	0,07	0,00	0,24
1950	0,10	0,00	0,13	0,09	0,00	0,15	0,00	0,47
1951	0,09	0,00	0,09	0,09	0,00	0,10	0,00	0,37
1952	0,08	0,00	0,09	0,08	0,00	0,10	0,00	0,35
1953	0,04	0,00	0,04	0,03	0,00	0,04	0,00	0,15
1954	0,05	0,00	0,05	0,05	0,00	0,06	0,00	0,21
1955	0,05	0,00	0,08	0,04	0,00	0,11	0,00	0,28
1956	0,03	0,00	0,09	0,02	0,00	0,03	0,00	0,17
1957	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,11	0,00	0,23
1958	0,05	0,00	0,05	0,04	0,00	0,05	0,00	0,19
1959	0,12	0,00	0,07	0,06	0,00	0,11	0,00	0,36
1960	0,12	0,00	0,05	0,05	0,00	0,15	0,00	0,37

---

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
1961	0,13	0,00	0,06	0,05	0,00	0,18	0,00	0,42
1962	0,15	0,00	0,09	0,08	0,00	0,26	0,00	0,58
1963	0,07	0,00	0,07	0,06	0,00	0,11	0,00	0,31
1964	0,06	0,00	0,09	0,05	0,00	0,14	0,00	0,34
1965	0,07	0,00	0,09	0,04	0,01	0,11	0,00	0,32
1966	0,07	0,00	0,19	0,05	0,00	0,09	0,00	0,40
1967	0,03	0,00	0,12	0,06	0,00	0,07	0,00	0,28
1968	0,06	0,00	0,19	0,07	0,00	0,06	0,00	0,38
1969	0,07	0,00	0,35	0,12	0,00	0,18	0,00	0,72
1970	0,07	0,00	0,22	0,09	0,00	0,27	0,00	0,65
1971	0,07	0,00	0,20	0,09	0,00	0,24	0,00	0,60
1972	0,04	0,00	0,24	0,13	0,00	0,50	0,00	0,91
1973	0,04	0,00	0,33	0,13	0,00	0,30	0,00	0,80
1974	0,02	0,00	0,17	0,08	0,00	0,38	0,00	0,65
1975	0,04	0,00	0,08	0,07	0,01	0,27	0,00	0,47
1976	0,02	0,00	0,05	0,12	0,02	0,63	0,00	0,84
1977	0,06	0,00	0,11	0,11	0,04	0,83	0,01	1,16
1978	0,02	0,00	0,15	0,17	0,06	0,88	0,01	1,29
1979	0,05	0,00	0,13	0,16	0,13	1,34	0,00	1,81
1980	0,04	0,00	0,06	0,18	0,35	1,07	0,00	1,70
1981	0,05	0,00	0,05	0,16	0,47	0,70	0,00	1,43
1982	0,04	0,00	0,12	0,07	0,08	0,17	0,00	0,48
1983	0,05	0,00	0,14	0,07	0,11	0,15	0,00	0,52
1984	0,07	0,00	0,12	0,13	0,12	0,20	0,00	0,64
1985	0,08	0,01	0,19	0,11	0,24	0,28	0,01	0,92
1986	0,19	0,02	0,27	0,12	0,17	0,07	0,01	0,85
1987	0,18	0,01	0,53	0,20	0,21	0,13	0,01	1,27
1988	0,25	0,01	0,37	0,35	0,17	0,17	0,01	1,33
1989	0,24	0,01	0,33	0,34	0,24	0,13	0,00	1,29
1990	0,21	0,01	0,52	0,33	0,27	0,63	0,01	1,98
1991	0,76	3,23	2,18	3,40	3,65	14,86	0,00	28,08
1992	2,54	0,26	17,21	2,67	8,63	15,51	0,00	46,82
1993	0,64	0,45	15,07	2,74	4,75	22,31	0,00	45,96
1994	1,80	0,25	22,41	2,26	4,74	12,68	0,00	44,14
1995	4,46	1,04	14,52	2,20	3,97	7,81	0,05	34,05
1996	0,45	0,13	4,01	0,63	4,48	3,85	0,02	13,57
1997	0,14	0,01	3,28	1,16	1,45	2,58	0,00	8,62
1998	0,44	0,06	4,25	0,69	1,08	2,36	0,00	8,88
1999	0,43	0,10	1,65	0,93	1,28	1,99	0,00	6,38
2000	0,97	0,00	1,58	0,95	0,70	1,37	0,01	5,58
2001	0,24	0,05	1,23	0,53	0,74	0,54	0,00	3,33
2002	0,46	0,09	3,14	0,49	0,81	0,44	0,00	5,43
2003	0,58	0,02	2,02	0,94	1,20	0,68	0,00	5,44
2004	0,32	0,01	1,22	0,25	0,57	0,24	0,00	2,61
2005	0,18	0,00	0,71	0,42	0,17	0,56	0,00	2,04
2006	0,07	0,02	0,28	0,38	0,62	0,10	0,00	1,47

---

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
2007	0,16	0,00	0,34	0,29	0,21	0,16	0,00	1,16
2008	0,11	0,00	0,27	0,38	0,04	0,12	0,00	0,92
2009	0,20	0,01	0,11	0,37	0,17	0,14	0,00	1,00
2010	0,09	0,00	0,53	0,36	0,10	0,20	0,00	1,28
2011	0,65	0,00	0,14	0,64	0,12	0,18	0,00	1,73
2012	0,47	0,00	0,98	0,28	0,16	0,37	0,00	2,26
2013	0,21	0,00	0,05	0,24	0,20	0,13	0,00	0,83
2014	0,06	0,00	0,09	0,10	0,40	0,09	0,00	0,74
2015	0,45	0,00	0,06	1,42	0,07	0,07	0,00	2,07
2016	0,32	0,00	0,11	0,39	0,04	0,04	0,00	0,90
2017	0,15	0,00	0,04	0,21	0,17	0,14	0,00	0,71
2018	0,01	0,00	0,01	0,15	0,07	0,13	0,00	0,37
2019	0,07	0,00	0,10	0,13	0,08	0,10	0,00	0,48
2020	0,04	0,00	0,02	0,01	0,05	0,07	0,00	0,19
2021	0,14	0,00	0,08	0,04	0,10	0,18	0,00	0,54

Tableau C.6. Poids moyen (kg) de sébastes à dos épineux des eaux extérieures capturés par la pêche commerciale, par engin et par zone.

Année	Engin	Zone	Poids moyen	Écart-type	CV
2006	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	1,00	0,0070	0,0070
2007	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,90	0,0049	0,0055
2008	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	1,04	0,0050	0,0048
2009	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	1,00	0,0058	0,0058
2010	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,91	0,0080	0,0088
2011	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,85	0,0055	0,0064
2012	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,79	0,0040	0,0051
2013	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,82	0,0041	0,0049
2014	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,87	0,0033	0,0039
2015	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,84	0,0040	0,0047
2016	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,73	0,0056	0,0076
2017	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,85	0,0079	0,0093
2018	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,84	0,0083	0,0098
2019	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,84	0,0112	0,0133
2020	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,88	0,0101	0,0114
2021	Hameçon et ligne	Nord - 5A3CD	0,92	0,0135	0,0147
2006	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,95	0,0048	0,0051
2007	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,83	0,0040	0,0049
2008	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,83	0,0033	0,0039
2009	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,82	0,0031	0,0038
2010	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,82	0,0024	0,0030
2011	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,79	0,0031	0,0039
2012	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,81	0,0029	0,0035
2013	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,83	0,0036	0,0043
2014	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,83	0,0027	0,0032
2015	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,82	0,0031	0,0038

---

Année	Engin	Zone	Poids moyen	Écart-type	CV
2016	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,78	0,0030	0,0039
2017	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,78	0,0032	0,0040
2018	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,74	0,0036	0,0049
2019	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,77	0,0023	0,0030
2020	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,76	0,0034	0,0045
2021	Hameçon et ligne	Sud - 5BCDE	0,74	0,0031	0,0042
2007	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,21	0,0405	0,0336
2008	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,33	0,0665	0,0501
2009	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,10	0,0238	0,0216
2010	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	0,89	0,1139	0,1286
2011	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,13	0,0485	0,0429
2012	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,23	0,0581	0,0474
2013	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,22	0,0512	0,0419
2014	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	0,92	0,0126	0,0136
2015	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,17	0,0998	0,0853
2016	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,14	0,0828	0,0729
2017	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,71	0,1861	0,1086
2018	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	0,84	0,2211	0,2619
2019	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,35	0,2519	0,1863
2020	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,14	0,0080	0,0070
2021	Chalut de fond	Nord - 5A3CD	1,12	0,0128	0,0115
2007	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	0,77	0,0409	0,0530
2008	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,28	0,0907	0,0706
2009	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	0,98	0,0695	0,0710
2010	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	0,98	0,0270	0,0276
2011	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,21	0,0882	0,0728
2012	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,04	0,0437	0,0421
2013	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,50	0,1318	0,0880
2014	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,28	0,0103	0,0081
2015	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,47	0,0440	0,0300
2016	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	0,80	0,0495	0,0617
2017	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	0,97	0,0411	0,0423
2018	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,01	0,0551	0,0545
2019	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	0,79	0,0950	0,1205
2020	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,14	0,0105	0,0092
2021	Chalut de fond	Sud - 5BCDE	1,15	0,0103	0,0090

---

---

## C.2. PRISES DANS LA PÊCHE RÉCRÉATIVE

Les prises annuelles de sébastes à dos épineux dans la pêche récréative sont estimées à partir de deux sources. L'enquête par interrogation de pêcheurs utilise des relevés aériens pour estimer l'effort de la pêche récréative et des entretiens à quai avec les pêcheurs pour documenter la composition des prises (DFO 2022). La couverture spatiale de l'enquête par interrogation de pêcheurs est limitée à la côte sud (zones statistiques 11 et 21 à 27 correspondant aux zones de gestion des poissons de fond 3C, 3D et 5A) pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures (Lewis 2004). Bien que l'enquête par interrogation de pêcheurs ait commencé en 1981, la couverture s'est limitée à la zone statistique 23 (baie Barkley) jusque dans les années 1990. Il n'y a actuellement aucune couverture pour la côte nord et la côte centrale.

En 2012, le MPO a mis en place une enquête en ligne à l'échelle de la côte auprès des détenteurs de permis de pêche dans les eaux à marée (iREC), qui permet de recueillir des données sur le sébaste à dos épineux pour l'ensemble de la région des eaux extérieures (MPO 2015). Le sondage iREC comprend des estimations de prises déclarées par les pêcheurs, avec des expansions de taux de prise par année et par zone pour tenir compte des détenteurs de permis qui n'ont pas répondu. En raison de sa couverture plus exhaustive des prises extérieures de sébastes à dos épineux, le sondage iREC a été préféré à l'enquête par interrogation de pêcheurs pour les prises récréatives (tableaux C.7 et C.8).

La répartition spatiale des prises et de l'effort de la pêche récréative est présentée aux figures C.6 et C.7, respectivement.

La plupart des prises de sébaste dans iREC sont identifiées au niveau de l'espèce, bien qu'un nombre important de prises soient déclarées dans la catégorie « Autre sébaste et sébaste inconnu », dont une partie est ostensiblement composée de sébastes à dos épineux. La proportion de sébastes à dos épineux par rapport aux autres sébastes, identifiés au niveau de l'espèce, a été calculée au cours de chaque année et de chaque zone, puis appliquée aux prises « Autre sébaste et sébaste inconnu » pour calculer les prises constituantes de sébastes à dos épineux dans cette catégorie plus large pour la strate correspondante (tableau C.9).

Les sébastes remis à l'eau et gardés sont consignés dans le sondage iREC. Une proportion majoritaire, c.-à-d. supérieure à 50 %, des sébastes à dos épineux des eaux extérieures est remise à l'eau pendant la plupart des années et dans la plupart des zones de gestion (figure C.8). Les taux de remise à l'eau semblent être plus élevés sur la côte sud (3CD) que sur les côtes nord et centrale (5ABCDE). On suppose que tous les sébastes à dos épineux remis à l'eau meurent, par exemple, en raison d'un barotraumatisme. Depuis 2019, l'utilisation de dispositifs de descente est obligatoire pour remettre à l'eau les sébastes non conservés (tableau C.13). Les taux de conformité ne sont pas connus. On croit que le sébaste à dos épineux a des taux de survie élevés après la libération en eau profonde (Haggarty 2019).

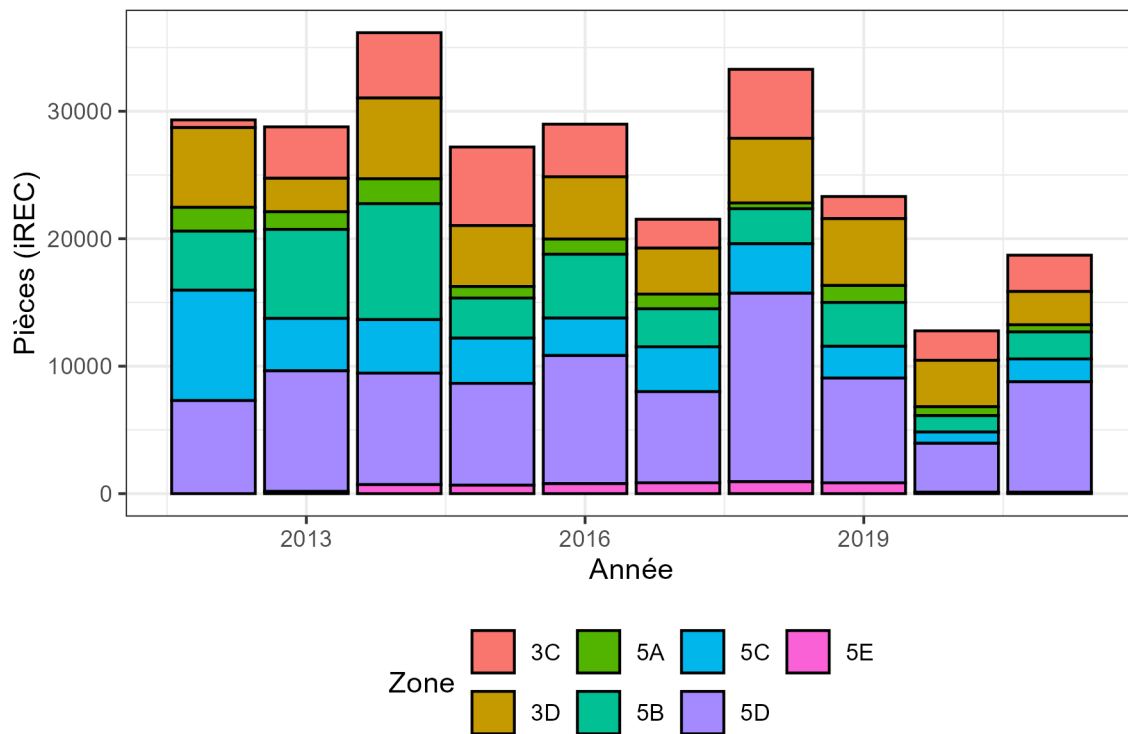


Figure C.6. Répartition des prises de la pêche récréative depuis 2012 d'après le sondage iREC.

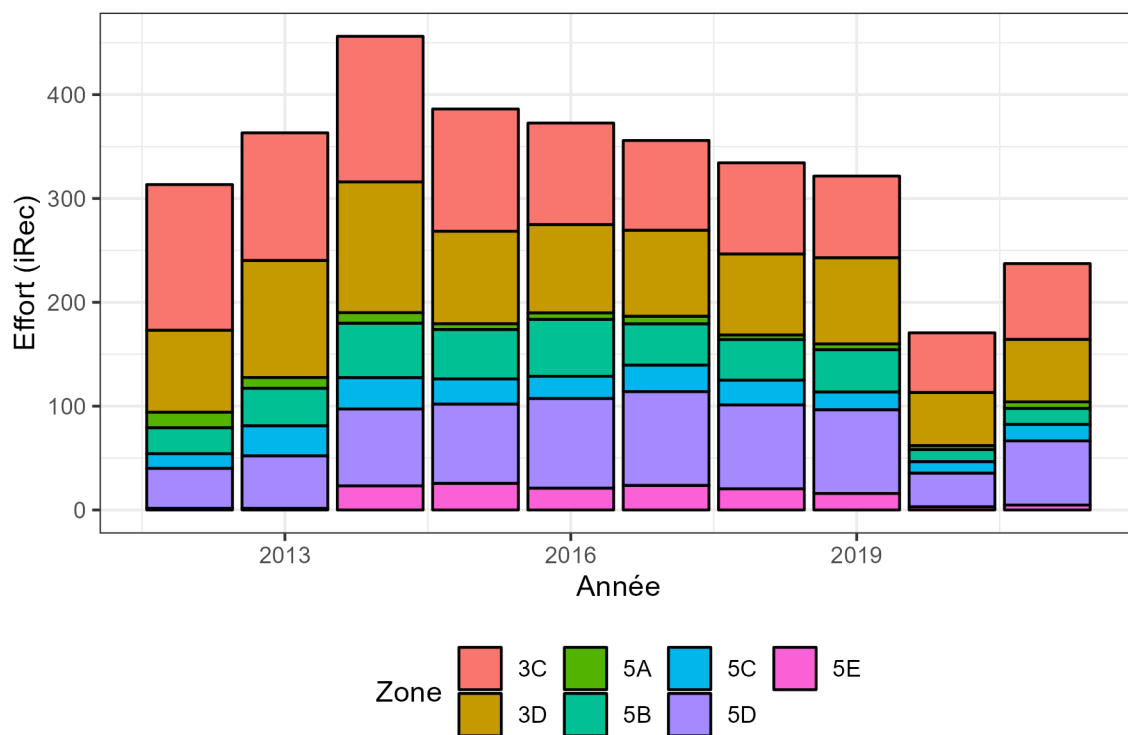


Figure C.7. Répartition de l'effort de pêche récréative (en milliers de jours de pêche à la ligne) depuis 2012 d'après le sondage iREC.

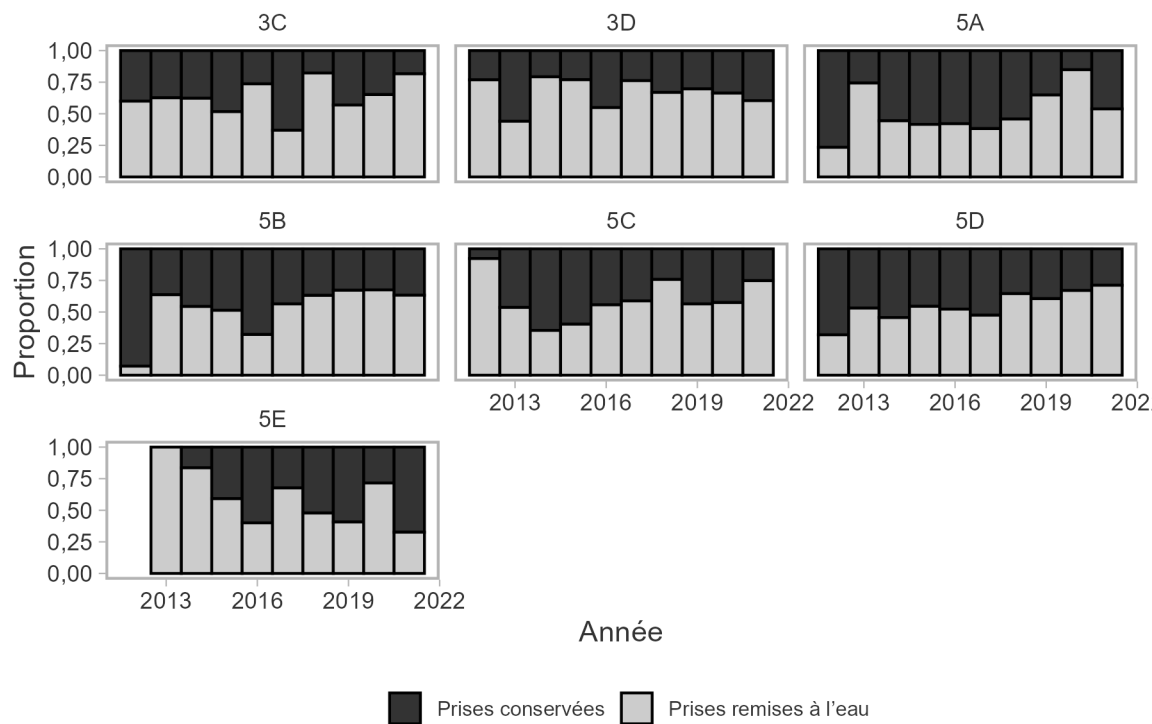


Figure C.8. Taux de remise à l'eau et de conservation (poissons gardés) de la pêche récréative, selon l'année et la zone de pêche, du sébaste à dos épineux des eaux extérieures, comme déclaré dans le sondage iREC.

Tableau C.7. Prises de sébastes à dos épineux des eaux extérieures (pièces) dans le cadre du Programme de déclaration électronique de l'effort et des prises de la pêche récréative (iREC). Les valeurs comprennent les prises identifiées au niveau de l'espèce ainsi qu'une partie des prises déclarées dans la catégorie « Autre sébaste et sébaste inconnu ».

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
2012	604	6 257	1 866	4 633	8 659	7 303	0	29 322
2013	4 034	2 630	1 382	6 981	4 115	9 466	169	28 777
2014	5 124	6 337	1 951	9 100	4 195	8 746	709	36 162
2015	6 164	4 781	904	3 145	3 547	7 991	662	27 194
2016	4 127	4 888	1 190	5 008	2 940	10 050	784	28 987
2017	2 262	3 611	1 154	2 979	3 517	7 153	851	21 527
2018	5 409	5 076	451	2 750	3 879	14 784	938	33 287
2019	1 738	5 245	1 330	3 439	2 494	8 219	847	23 312
2020	2 314	3 642	699	1 284	885	3 840	110	12 774
2021	2 848	2 615	556	2 122	1 794	8 664	111	18 710

Tableau C.8. Prises récréatives déclarées en tonnes, avec un taux de conversion de 0,94 kg/pièce d'après les échantillons biologiques prélevés lors des enquêtes par interrogation de pêcheurs dans les eaux intérieures entre 2000 et 2008. Ce tableau vise à faciliter la comparaison avec les prises commerciales.

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
2012	0,57	5,88	1,75	4,36	8,14	6,86	0,00	27,56
2013	3,79	2,47	1,30	6,56	3,87	8,90	0,16	27,05
2014	4,82	5,96	1,83	8,55	3,94	8,22	0,67	33,99
2015	5,79	4,49	0,85	2,96	3,33	7,51	0,62	25,56
2016	3,88	4,59	1,12	4,71	2,76	9,45	0,74	27,25
2017	2,13	3,39	1,08	2,80	3,31	6,72	0,80	20,24
2018	5,08	4,77	0,42	2,58	3,65	13,90	0,88	31,29
2019	1,63	4,93	1,25	3,23	2,34	7,73	0,80	21,91
2020	2,18	3,42	0,66	1,21	0,83	3,61	0,10	12,01
2021	2,68	2,46	0,52	1,99	1,69	8,14	0,10	17,59



Tableau C.9. Proportion de sébastes à dos épineux déclarés dans le cadre du Programme de déclaration électronique de l'effort et des prises de la pêche récréative par rapport aux sébastes identifiés à l'échelle de l'espèce (y compris le sébaste noir, le sébaste bocaccio, le sébaste canari, le sébaste à bandes jaunes, le sébaste cuivré, le sébaste-tigre, le sébaste vermillon, le sébaste aux yeux jaunes et le sébaste à queue jaune).

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E
2012	0,02	0,16	0,17	0,28	0,70	0,35	0,00
2013	0,11	0,04	0,23	0,31	0,36	0,29	0,08
2014	0,10	0,09	0,31	0,24	0,30	0,20	0,04
2015	0,13	0,09	0,19	0,17	0,27	0,21	0,03
2016	0,09	0,10	0,18	0,18	0,26	0,24	0,05
2017	0,06	0,06	0,25	0,12	0,26	0,21	0,04
2018	0,15	0,08	0,17	0,15	0,35	0,32	0,05
2019	0,09	0,11	0,21	0,17	0,34	0,25	0,09
2020	0,11	0,10	0,19	0,19	0,14	0,19	0,26
2021	0,10	0,08	0,14	0,25	0,20	0,22	0,05

Tableau C.10. Effort de la pêche récréative (pêche à la ligne par bateau, milliers de jours de pêche à la ligne) du Programme de déclaration électronique de l'effort et des prises de la pêche récréative.

Année	3C	3D	5A	5B	5C	5D	5E	Total
2012	140,4	78,9	15,0	24,9	14,1	38,5	1,6	313,4
2013	123,0	112,7	10,4	36,2	28,9	50,6	1,5	363,3
2014	140,3	125,9	10,2	52,4	30,2	74,0	23,2	456,2
2015	117,8	89,1	5,6	47,5	24,3	76,3	25,5	386,1
2016	97,9	85,0	6,3	54,7	21,4	86,4	20,9	372,6
2017	86,5	82,8	7,3	39,8	25,5	90,4	23,5	355,8
2018	87,9	78,0	4,4	39,1	23,9	80,8	20,3	334,4
2019	78,7	83,0	5,6	40,7	17,1	80,6	15,9	321,6
2020	57,6	51,2	3,8	11,6	11,1	32,4	3,0	170,7
2021	73,1	60,1	6,4	15,4	15,9	61,8	4,7	237,4

---

### C.3. PÊCHE À DES FINS ALIMENTAIRES, SOCIALES ET RITUELLES (ASR)

Le sébaste à dos épineux est une importante source de nourriture traditionnelle pour les Premières Nations côtières de la Colombie-Britannique (Frid *et al.* 2016 ; McGreer et Frid 2017). Les prises totales de sébaste à dos épineux à des fins ASR ne sont accessibles ni pour la période historique, ni pour la période contemporaine, et les données accessibles ne sont pas résolues au niveau de l'espèce (M. Fetterly, MPO, Analyse des politiques et soutien aux traités, comm. pers., 7 novembre 2019 et A. Rushton, MPO, Gestion des pêches de la côte sud, comm. pers., 7 février 2020). Les prises à des fins ASR n'ont pas été prises en compte dans l'évaluation précédente du stock (Yamanaka *et al.* 2011).

Les seules données sur les pêches à des fins ASR accessibles proviennent du Programme de vérification à quai (PVQ) des pêches commerciales depuis 2007 (tableau C.11). Ces données ont été recueillies dans le cadre de sorties de « pêche mixte », qui ont lieu lorsque les pêcheurs autochtones choisissent de conserver à des fins ASR une partie des prises obtenues pendant une sortie de pêche commerciale. Les prises commerciales et à des fins ASR sont surveillées pendant le déchargement. Entre 0,05 et 1,9 tonne a été débarquée lors de deux sorties de pêche mixte durant cette période. Les prises à des fins ASR de ces deux sorties de pêche mixte sont incluses dans les totaux annuels des prises commerciales dans les bases de données du secteur du poisson de fond. Les données sur les prises du Programme de vérification à quai ne peuvent être résolues qu'au niveau de la sortie plutôt qu'à celui de la calée, de sorte que certaines des données sur la pêche mixte peuvent provenir des eaux intérieures (c.-à-d. inclure des prises de sébaste à dos épineux des eaux intérieures). Si plus de 70 % du total des prises débarquées (de toutes les espèces) provenaient des eaux extérieures, alors les prises ont été incluses dans le stock des eaux extérieures. Pour les sorties où 30 % à 70 % des prises totales ont eu lieu dans les eaux extérieures, nous avons ajouté 50 % de ces prises aux prises totales pour chaque année.

Il y a peu d'information accessible pour aider à quantifier les prises à des fins ASR de sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Sans des informations plus détaillées, il n'est pas possible d'estimer de façon fiable les répercussions des prises à des fins ASR sur les résultats de cette analyse. Une plus grande collaboration avec les Premières Nations pourrait aider à régler certains de ces problèmes de données, et l'établissement de relations mutuellement avantageuses avec les Premières Nations devrait être une priorité pour le MPO afin de dissiper les incertitudes entourant l'information sur les prises à des fins ASR.

*Tableau C.11. Prises à des fins ASR (t) de sébaste à dos épineux des eaux extérieures en proportion des prises commerciales totales déclarées aux observateurs à quai lors des voyages de double pêche ou de tous les voyages de pêche.*

Année	ASR	Commercial (double)	Total (double)	Total global	Pourcentage de prises à des fins ASR (double)	Pourcentage de prises à des fins ASR (tous)
2007	3,930	5,408	9,338	85,635	0,421	0,046
2008	2,675	4,861	7,537	105,943	0,355	0,025
2009	2,741	6,030	8,771	110,027	0,313	0,025
2010	3,067	4,503	7,570	110,440	0,405	0,028
2011	3,379	3,356	6,734	99,643	0,502	0,034
2012	4,974	4,991	9,966	118,183	0,499	0,042
2013	2,955	5,428	8,383	103,346	0,352	0,029
2014	2,040	5,341	7,380	108,279	0,276	0,019
2015	2,221	5,897	8,117	108,390	0,274	0,020
2016	1,174	0,021	1,195	82,841	0,983	0,014
2017	1,673	0,880	2,553	80,185	0,655	0,021
2018	1,801	1,002	2,803	87,572	0,642	0,021
2019	2,536	5,405	7,941	92,742	0,319	0,027
2020	2,202	2,065	4,267	57,949	0,516	0,038
2021	0,913	1,074	1,988	60,412	0,460	0,015
2022	2,666	1,376	4,041	54,232	0,660	0,049

#### C.4. CHRONOLOGIE DES CHANGEMENTS DE GESTION

Tableau C.12. Historique des changements apportés à la gestion de la pêche commerciale du sébaste dans les eaux côtières et extérieures de 1986 à 2019.

Année	Zone	Mesure de gestion
1986	Toute la côte	Introduction d'un permis de catégorie « ZN » pour la pêche dirigée à la ligne du sébaste avec un programme de journaux de bord sur une base volontaire
1986	Eaux intérieures	Fermeture du 15 février au 15 avril
1987	Eaux intérieures	Fermeture du 1er janvier au 15 avril
1987	Eaux intérieures	Quota provisoire de 75 tonnes métriques, zone 12
1988	Eaux intérieures	Fermeture commerciale pour toute l'année, zone 13 dans le passage Discovery
1988	Eaux intérieures	Fermeture du 1er janvier au 30 avril
1990	Eaux intérieures	Fermeture du 1er janvier au 30 avril et du 1er novembre au 31 décembre
1991	Toute la côte	Délivrance de permis par zone, 592 dans les eaux intérieures
1991	Eaux intérieures	Fermeture de la pêche au chalut
1991	Eaux intérieures	Pêche au sébaste vivant seulement
1991	Eaux intérieures	Ouverture 2-3 jours dans la zone 13 dans le passage Discovery
1991	Toute la côte	Annnonce d'un programme de délivrance de permis à accès limité
1992	Eaux intérieures	Délivrance de permis à accès limité, 74 permis admissibles pour les eaux extérieures
1993	Toute la côte	Gestion des quotas et des TAC pour le vivaneau rouge et les autres espèces de sébastes dans cinq zones de gestion
1993	Toute la côte	Fermetures de zones et fermetures temporelles
1994	Toute la côte	Programme de journaux de bord par facturation des utilisateurs
1994	Toute la côte	Limites de sorties de pêche visant des espèces pêchées au chalut
1994	Toute la côte	Quotas de prises accessoires
1995	Toute la côte	Programme de vérification à quai par facturation des utilisateurs

Année	Zone	Mesure de gestion
1995	Toute la côte	Gestion des quotas plurispécifiques pour le sébaste aux yeux jaunes, le sébaste à dos épineux, le sébaste cuivré, le sébaste à bandes jaunes et le sébaste-tigre
1995	Toute la côte	Périodes de pêche mensuelles et limites connexes, options liées aux débarquements annuels et limites de sorties annuelles
1995	Toute la côte	Renonciation du dépassement des limites concernant des périodes de pêche
1996	Toute la côte	Changement des quotas d'espèces, regroupement des TAC 1 et 2 (sébaste à dos épineux, sébaste cuivré, sébaste à bandes jaunes et sébaste-tigre)
1997	Toute la côte	Début de l'attribution de 5 pourcentage des quotas aux fins de recherche
1998–1999	Eaux intérieures	100 pourcentage du TAC commercial de sébaste attribué au secteur de la pêche à la ligne
1999–2000	Toute la côte	Niveau de présence à 10 pourcentage des observateurs en mer
1999–2000	Toute la côte	Réduction de 25 pourcentage des TAC du sébaste à dos épineux, du sébaste cuivré, du sébaste à bandes jaunes et du sébaste-tigre
1999–2000	Toute la côte	Fermetures de certaines zones : ACS, zones de pêche fermées aux flottilles de pêche commerciale à la ligne du poisson de fond
2000–2001	Toute la côte	Attribution de prises d'espèces de sébastes aux secteurs du flétan du Pacifique et de la pêche à la ligne
2001–2002	Eaux intérieures	Niveau de présence limité des observateurs en mer
2002–2003	Eaux intérieures	Réduction de 75 pourcentage du TAC de sébaste côtier par rapport à 2001
2002–2003	Toute la côte	Élargissement des programmes de surveillance des prises
2002–2003	Toute la côte	Instauration de 1 pourcentage de zones provisoires de pêche limitée où toutes les activités de pêche commerciale visant le poisson de fond sont interdites
2004–2005	Toute la côte	Agrandissement des ACS à 8 pourcentage de l'habitat des sébastes
2005–2006	Eaux intérieures	Agrandissement des ACS à 28 pourcentage de l'habitat des sébastes

---

Année	Zone	Mesure de gestion
2005–2006	Toute la côte	Mise en place d'un programme pilote d'intégration des permis de pêche au poisson de fond : Surveillance des prises à 100 pourcentage
2006–2007	Toute la côte	Mise en place du programme de gestion intégrée des pêches du poisson de fond
2012	Toute la côte	Instauration de limites de la pêche au chalut en consultation avec l'industrie
2015	Eaux intérieures	Mise en oeuvre des fermetures des récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgia et la baie Howe

---

Tableau C.13. Historique des changements apportés à la gestion de la pêche récréative du sébaste de 1986 à 2019.

Année	Zone	Mesure de gestion
1986	Ensemble de la côte	Mise en place d'une limite de prises quotidiennes de huit sébastes par personne.
2002	Haida Gwaii, côte nord et côte centrale	Stratégie de conservation du sébaste côtier - Limite quotidienne réduite à cinq sébastes dans les zones 1 à 10, 101 à 111 et 130 à 142.
2002	Côte sud (COIV)	Stratégie de conservation du sébaste côtier - Limite quotidienne réduite à trois sébastes dans les zones 11, 21 à 27 et 121 à 127 et les sous-zones 20-1 à 20-4.
2002–2007	Ensemble de la côte	Établissement des aires de conservation du sébaste (ACS) - ACS fermées à la pêche récréative des poissons à nageoires.
2017	Haida Gwaii, côte nord et côte centrale	Réduction de la limite quotidienne de sébastes à trois. Périodes de fermeture clairement définies (du 16 novembre au 31 mars).
2017	Côte sud (COIV)	La limite quotidienne de sébastes est réduite à deux dans les zones 11, 21 à 27, 111, 121 à 127 et les sous-zones 20-1 à 20-4. Périodes de fermeture clairement définies (du 16 novembre au 31 mars).
2018	Eaux extérieures	Limite quotidienne de trois prises pour les espèces de sébastes, mais seulement une de ces prises peut être un sébaste à bandes jaunes, un sébaste-tigre ou un sébaste à dos épineux ; les limites de possession correspondent au double des limites de prises. Durée de la saison : du 1 <sup>er</sup> avril au 15 novembre
2019	Ensemble de la côte	Condition de permis : « Les pêcheurs de tous les navires doivent immédiatement remettre à l'eau tous les sébastes pêchés qu'ils ne souhaitent pas conserver. Ils doivent s'assurer de les remettre à l'eau à une profondeur semblable à celle où ces individus ont été pêchés, au moyen d'un hameçon sans ardillon inversé muni de poids ou d'un autre dispositif de descente des prises conçu à cette fin. »

---

## ANNEXE D. DÉFINITION DU MODÈLE OPÉRATIONNEL

### D.1. VUE D'ENSEMBLE

La présente annexe complète la section 4 du texte principal.

Nous décrivons ici la spécification du modèle Stock Synthesis 3 (SS3), version 3-30-19-01, utilisé pour conditionner le modèle opérationnel structuré selon l'âge. Les entrées les plus importantes sont précisées dans les fichiers d'entrée `data.ss` et `control.ss`. La description ci-dessous présente le format général de ces fichiers.

L'âge maximal dans le modèle est de 70 ans ; il s'agit d'un groupe plus composé de l'abondance de tous les animaux âgés de 70 ans et plus. La période historique s'étend de 1918 à 2021 (104 ans). La largeur du segment des données sur la longueur était de 1 cm.

Un modèle à deux zones et à un seul sexe a été utilisé, la zone 1 représentant le nord (5BCDE) et la zone 2 représentant le sud (5A3CD). Il existe une relation unique stock-recrutement pour la population des eaux extérieures, c'est-à-dire que le recrutement à l'échelle de la côte peut être prédit par la population reproductrice à l'échelle de la côte. La proportion du recrutement qui s'établit dans chacune des zones est ensuite estimée. Par la suite, il n'y a pas de déplacements de poissons entre les zones.

Les équations des dynamiques résumant la structure du modèle SS3 se trouvent dans le tableau D.1. Les probabilités et les valeurs a priori utilisées pour l'ajustement du modèle SS3 se trouvent dans le tableau D.2.

Après avoir obtenu l'ajustement de la densité a posteriori maximale (DPM), les échantillons a posteriori ont été obtenus à l'aide de la procédure de Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM) en exécutant l'algorithme d'échantillonnage sans retour en utilisant `Stan` avec le progiciel `adnuts R` (Monnahan et Kristensen 2018 ; Stan Development Team 2023). Un total de 1 000 itérations MCCM ont été obtenues à partir de deux chaînes ; chaque exécution pour 3 500 itérations MCCM avec un échauffement de 1 000 et une vitesse d'amincissement de 5.

Le modèle opérationnel a été créé avec MSEtool (version 3-6-0) et réplique la structure du modèle SS3. Une fonction personnalisée a été utilisée pour importer la sortie SS3 dans un MO d'openMSE, à l'aide de la fonction `multiMSE`, contenant deux populations et une seule pêche. La pêche a préservé le F selon l'âge historique estimé dans le modèle SS3 et la sélectivité dans la période de projection était basée sur le F selon l'âge dans la dernière année historique, c'est-à-dire 2021. Les deux populations correspondaient aux deux zones de SS3 et le MO utilisait une fonction stock-recrutement à l'échelle de la côte. Un schéma de la conversion entre les deux progiciels est fourni à la figure D.1.

Un sous-ensemble de 200 itérations MCCM a été utilisé pour générer 200 simulations pour le modèle opérationnel (après un amincissement supplémentaire pour chaque cinquième itération). La fonction a été validée en comparant un ajustement initial du modèle SS3 avec mortalité par pêche nulle et aucune erreur de processus dans le module de prévision. Une biomasse reproductrice identique a été observée dans le MO openMSE projeté avec la procédure de gestion à mortalité par pêche nulle.

Les fichiers du modèle sont disponibles dans l'[archive](#) Zenodo. Le tableau D.7 résume les paramètres du modèle.



Tableau D.1. Résumé des équations du modèle SS3 utilisées pour conditionner les modèles opérationnels du sébaste à dos épineux des eaux extérieures. La dynamique des stocks a ensuite été reproduite dans MSETool pour les projections en boucle fermée. Variables :  $a = 0, 1, \dots, A$  ( $A = 70$ ) indexe l'âge,  $y = 1918, 1919, \dots, 2021$  indexe l'année,  $f$  indexe la pêche,  $s$  indexe le relevé,  $r = 1, 2$  indexe la zone,  $M$  est la mortalité naturelle,  $m_a$  est la maturité selon l'âge,  $w_a$  est le poids selon l'âge,  $h$  est le taux de variation de la pente,  $R_0$  est le recrutement non exploité et  $q$  est la capturabilité de l'indice.

Variable	Équation	Nombre
Survie, non exploité (équilibre)	$l_a = \begin{cases} \exp(-Ma) & a = 0, 1, \dots, A - 1 \\ \exp(-Ma)/(1 - \exp(-M)) & a = A \end{cases}$	1
Biomasse reproductrice à l'échelle de la côte	$B_y = \sum_r \sum_a N_{y,a} m_a w_a$	2
Recrutement à l'échelle de la côte	$R_y = \frac{\alpha B_y}{1 + \beta B_y} \exp(\delta_y)$	3
Stock recrue $\alpha$	$\alpha = \frac{4h}{(1-h)\phi_0}$	4
Stock recrue $\beta$	$\beta = \frac{5h-1}{(1-h)\phi_0 R_0}$	5
Biomasse reproductrice non exploitée par recrue	$\phi_0 = \sum_a l_a m_a w_a$	6
Recrutement par zone	$R_{y,r} = R_y \frac{\exp(\varepsilon_{y,r})}{\sum_r \exp(\varepsilon_{y,r})}$	7
Répartition du recrutement entre les zones	$\varepsilon_{y,r} = \begin{cases} 0 & r = 1 \\ \varepsilon^{\text{base}} + \tilde{\varepsilon}_y & r = 2 \end{cases}$	8
Sélectivité (pêche ou relevé)	$v_{a,f} = \begin{cases} \exp \left[ - \left( \frac{a - \mu_f}{\sigma_f} \right)^2 \right], & \text{if } a \leq \mu_f \\ 1, & \text{otherwise} \end{cases}$	9
Mortalité par pêche	$F_{y,a,r} = \sum_f v_{a,f} F_{y,f,r}$	10
Survie (non-équilibre)	$s_{y,a,r} = \exp(-F_{y,a,r} - M)$	11
Abondance initiale des stocks (en 1918)	$N_{y,a,r} = R_0 l_a \frac{\exp(\varepsilon_{y,r})}{\sum_r \exp(\varepsilon_{y,r})}$	12
Abondance des stocks	$N_{y,a,r} = \begin{cases} R_{y,a,r} & a = 0 \\ N_{y-1,a-1,r} s_{y,a,r} & a = 1, 2, \dots, A - 1 \\ N_{y-1,a-1,r} s_{y,a,r} + N_{y-1,A,r} s_{y,A,r} & a = A \end{cases}$	13
Prises selon l'âge de la pêche (abondance)	$C_{y,a,f,r} = \frac{v_{a,f} F_{y,f,r}}{F_{y,a,r} + M} N_{y,a,r} (1 - s_{y,a,r})$	14
Total des prises de la pêche (abondance)	$Y_{y,f,r}^N = \sum_a C_{y,a,f,r}$	15
Total des prises de la pêche (poids)	$Y_{y,f,r}^W = \sum_a C_{y,a,f,r} w_a$	16
Proportion de prises annuelles selon l'âge	$p_{y,a,f,r} = C_{y,a,f,r} / Y_{y,f,r}^N$	17
Poids moyen de la pêche	$\bar{w}_{y,f,r} = Y_{y,f,r}^W / Y_{y,f,r}^N$	18

Variable	Équation	Nombre
Indice (abondance)	$I_{y,r,s}^N = q_{r,s}^N \sum_a N_{y,a,r} v_{a,s}$	19
Indice (poids)	$I_{y,r,s}^W = q_{r,s}^W \sum_a N_{y,a,r} v_{a,s} w_a$	20

Tableau D.2. Résumé des équations de probabilité et a priori du modèle SS3 utilisés pour conditionner les modèles opérationnels aux données. Variables :  $a$  indexe l'âge,  $y$  indexe l'année,  $f$  indexe la pêche ou le relevé,  $s$  indexe le relevé et  $r$  indexe la zone. Le symbole circonflexe indique une estimation.

Composante	Distribution	Équation	Nombre
Indice	Log-normale	$L_1 = \sum_r \sum_s \sum_y -\lambda_{r,s}^I \times 0.5 \left( \frac{\log(I_{y,r,s}/\hat{I}_{y,r,s})}{\sigma_{y,r,s}^I} \right)^2$	1
Composition selon l'âge de la pêche	Multinomiale	$L_2 = \sum_r \sum_a \sum_y \sum_f N_{r,y,f} p_{y,a,f,r} \log(\hat{p}_{y,a,f,r})$	2
Poids moyen de la pêche	Distribution de t avec $\nu = 1000$ degrés de liberté	$L_3 = \sum_r \sum_y \sum_f -\lambda_{f,r}^{\bar{w}} \times 0.5(\nu + 1) \log \left( 1 + \left[ \frac{\bar{w}_{y,f,r} - \hat{w}_{y,f,r}}{\sigma_{y,f,r}^{\bar{w}}} \right]^2 \right)$	3
Écart du recrutement à l'échelle de la côte	Normale	$P_\delta = \frac{1}{\tau^2} \sum_y \hat{\delta}_y^2, \tau = 0.4$	4
Répartition du recrutement	Normale	$P_\varepsilon = \frac{1}{\tau^2} \sum_y \hat{\varepsilon}_y^2$	5
A priori pour le paramètre de sélectivité $\mu_f$	Normale	$P_\mu = \sum_f \left( \frac{\hat{\mu}_f - m_f^\mu}{SD_f^\mu} \right)^2$	6
A priori pour le paramètre de sélectivité $\sigma_f$	Normale	$P_\sigma = \sum_f \left( \frac{\log(\hat{\sigma}_f) - m_f^\sigma}{SD_f^\sigma} \right)^2$	7
Log-a priori total	s.o.	$P = P_\mu + P_\sigma + P_\delta + P_\varepsilon$	8
Log-vraisemblance totale	s.o.	$\Lambda = L_1 + L_2 + L_3$	9
Fonction log-a posteriori	s.o.	$f = \Lambda + P$	10

## Stock Synthesis 3

## MSEtool

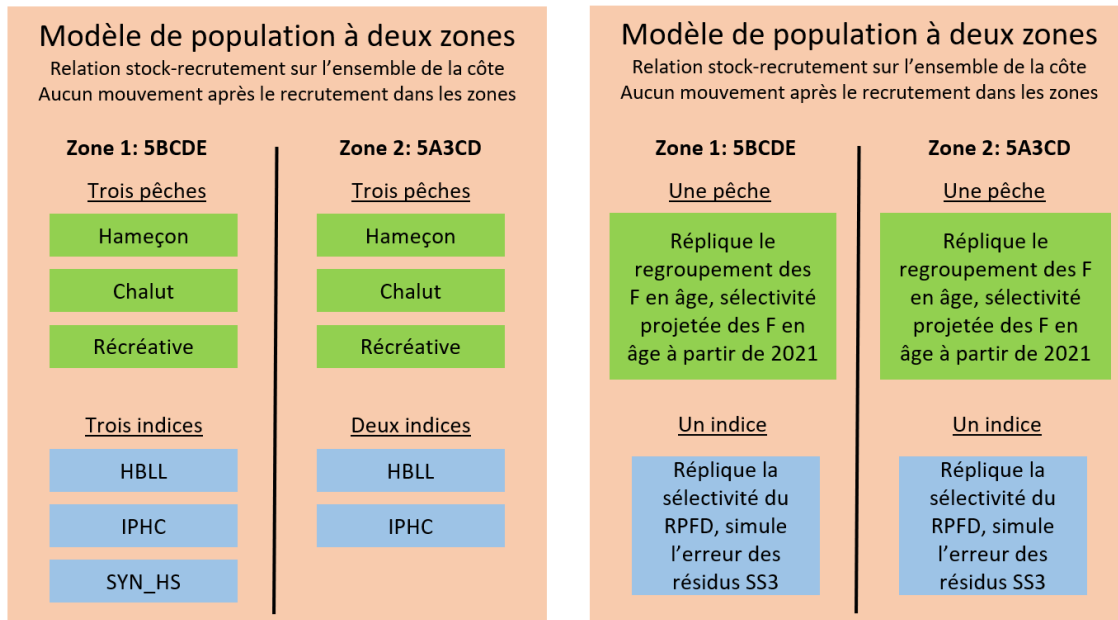


Figure D.1. Schéma résumant la structure globale et la dynamique des populations du modèle Stock Synthesis 3 (SS3) pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Pour la simulation en boucle fermée, la structure du modèle opérationnel dans le progiciel MSEtool a reproduit la structure de population du modèle SS3. Cependant, la structure à trois pêches a été simplifiée pour passer à une seule pêche combinée et seul l'indice du RPF a été modélisé dans MSEtool.

---

## D.2. FICHER DE DONNÉES DE STOCK SYNTHESIS

Le fichier `data.ss` permet d'indiquer les données qui seront ajustées dans le modèle.

### D.2.1. PRISES

Ici, les prises commerciales et récréatives historiques sont fournies. Six pêches ont été modélisées séparément, y compris la pêche commerciale à la ligne et à l'hameçon, la pêche commerciale au chalut et la pêche récréative pour chacune des deux zones.

La série des prises de la pêche commerciale était fondée sur l'algorithme de reconstitution de 1918 à 2005 et sur les prises nominales pour 2006 et au-delà, comme présentées à l'annexe C.

La série des prises de la pêche récréative pour 2012 et au-delà a utilisé les prises entrées dans iREC, comme présentées à l'annexe C. Les prises récréatives historiques antérieures à 2012 ont été reconstituées en se fondant sur les tendances des efforts de pêche élaborées dans le cadre d'entrevues avec les propriétaires de complexes de pêche récréative (Yamanaka *et al.* 2011 ; Stanley *et al.* 2012). En suivant les instructions de Langseth *et al.* (2021), une interpolation linéaire a été utilisée pour 1945–2011 pour caractériser le développement de la pêche récréative après la Seconde Guerre mondiale. La même tendance a été utilisée pour les deux zones et mise à l'échelle de sorte que les prises à la fin de la série interpolée étaient égales aux prises entrées dans iREC en 2012 (figure D.2).

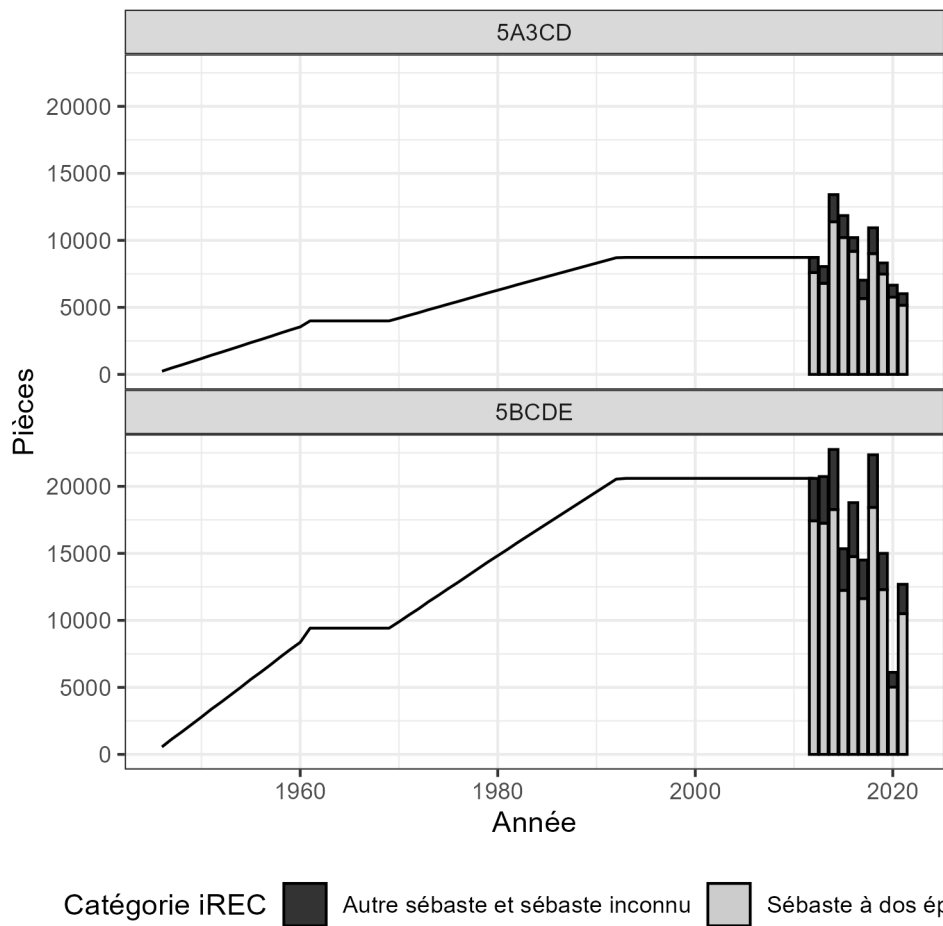


Figure D.2. Séries chronologiques des prises de la pêche récréative utilisées dans le modèle de conditionnement. Les barres indiquent les prises entrées dans iREC après 2012, avec des couleurs indiquant la catégorie avec laquelle les prises ont été enregistrées, au niveau de l'espèce ou du groupe. Les prises avant 2012 sont basées sur une interpolation pour décrire le développement de la pêche récréative et l'accroissement de l'effort de pêche récréative depuis 1945.

---

## D.2.2. INDICES DE L'ABONDANCE

Cinq indices de l'abondance ont été inclus dans le modèle de conditionnement, y compris ceux du RPFD et de la CIFP pour les deux zones, ainsi que du relevé synoptique au chalut dans le détroit d'Hécate, qui est attribué à la zone 1 du modèle (annexe B).

L'indice de la CIFP élaboré à partir des prises de 20 hameçons par longueur de ligne a été utilisé, car sa série chronologique était la plus longue.

La probabilité lognormale a été utilisée pour les indices.

## D.2.3. COMPOSITION SELON LA LONGUEUR

Le modèle comprenait la composition selon la longueur provenant de la pêche commerciale au chalut uniquement (figure C.4).

La probabilité multinomiale a été utilisée pour la composition selon la longueur.

## D.2.4. POIDS MOYEN

Le modèle comprenait le poids moyen des pêches commerciales à l'hameçon et à la ligne et au chalut (figure C.5).

La probabilité de la distribution de  $t$  a été utilisée pour le poids moyen, avec  $\nu = 1000$  degrés de liberté ayant été utilisés pour estimer la distribution normale.

## D.2.5. COMPOSITION SELON L'ÂGE

Le modèle comprenait la composition selon l'âge de la pêche commerciale à l'hameçon et à la ligne (figure C.3) et du RPFD, du relevé de la CIFP et du relevé au chalut synoptique du détroit d'Hécate (figures A.1 et A.2).

Il n'était pas possible de déterminer l'engin utilisé dans les séries de prises historiques dans les secteurs de la pêche à l'hameçon et à la ligne. Le sébaste à dos épineux est capturé à la palangre et à la palangrotte (Hand et Richards 1988 ; Hand *et al.* 1990). Le secteur du sébaste ZN, qui représente la majorité des prises à l'hameçon et à la ligne, cible les petits sébastes en fonction des préférences du marché (A. Grout et J. Belveal, comm. pers. 2023). Par conséquent, les âges des prises à la palangrotte, un engin qui semble capturer des poissons plus jeunes que les palangres, ont été utilisés pour représenter la pêche à la ligne et à l'hameçon.

La probabilité multinomiale a été utilisée pour la composition selon l'âge.

## D.3. FICHER DE CONTRÔLE DE STOCK SYNTHESIS

Le fichier `control.ss` décrit la configuration du modèle structuré selon l'âge.

### D.3.1. MORTALITÉ NATURELLE

Le taux de mortalité naturelle instantanée  $M$  est une incertitude fondamentale pour ce stock, comme pour de nombreux stocks pour lesquels il n'existe pas d'estimations directes de ce paramètre. Des estimations indirectes fondées sur une méta-analyse ont été obtenues à partir de relations entre les estimations directes de  $M$  et de l'âge maximal observé dans divers taxons de poissons.

---

Dans son article fondateur, Hoenig (1983) a élaboré une équation de prédiction fondée sur des estimations directes de  $M$  et l'âge maximal ( $a_{\max}$ ) observé de divers taxons. Il est préférable d'utiliser la régression bilogarithmique plutôt que la régression des moindres carrés non linéaires pour contrôler l'hétéroscédasticité. Comme l'indique Hamel (2015), l'estimation de la mortalité naturelle est

$$\log(M_{\text{Hoenig}}) = 1,48 - \log(a_{\max}) \quad (\text{D.1})$$

Then *et al.* (2015) ont mis à jour l'estimateur  $M$  en mettant à jour l'ensemble de données utilisé dans Hoenig (1983). Plusieurs équations sont présentées en fonction de la régression utilisée. Encore une fois, à l'aide de la régression bilogarithmique des variables dépendantes et indépendantes, la mortalité naturelle est estimée comme suit :

$$\log(M_{\text{Then-log-log}}) = 1,717 - 1,01 \times \log(a_{\max}) \quad (\text{D.2})$$

Avec l'âge maximal observé de 95 ans pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures, nous avons deux estimations pour  $M$  :

$$M_{\text{Hoenig}} = 0,046 \quad (\text{D.3})$$

$$M_{\text{Then-log-log}} = 0,056 \quad (\text{D.4})$$

$$(\text{D.5})$$

L'estimation bilogarithmique de Then ( $M = 0,056$ ) est la valeur préférée, basée sur les dernières informations disponibles et l'utilisation de la régression bilogarithmique.

### D.3.2. LONGUEUR SELON L'ÂGE

La longueur selon l'âge a été estimée en combinant les mâles et les femelles, car aucun dimorphisme sexuel n'a été observé pour ce stock.

*Longueur asymptotique moyenne.*

La valeur de 39,2 cm a été estimée à partir des données sur la longueur et l'âge (voir l'annexe A).

*Coefficient de croissance de von Bertalanffy (k).*

La valeur de 0,11 a été estimée à partir de données sur la longueur et l'âge.

*Âge théorique de von Bertalanffy à la longueur zéro.*

La valeur de -3,23 a été estimée à partir de données sur la longueur et l'âge.

Le paramètre  $L_1$  correspondant, défini comme la longueur à l'âge 1 (14,6 cm), a été fourni au modèle à partir de ces trois paramètres de longueur selon l'âge.

### D.3.3. MATURITÉ

*Ogive de maturité.*

La maturité a été directement entrée en tant que fonction fondée sur l'âge. La maturité selon l'âge des femelles a été estimée à l'aide des données sur la maturité et l'âge (annexe A). Puisque l'âge minimum observé d'un poisson mature était de 5 ans, il a été supposé que tous les poissons plus jeunes étaient immatures.

```
# L'âge maximal dans le modèle est de 70 ans
age <- 0:70
```

```
# Paramètres estimés à partir du MLG binomial avec lien cauchit
intercept <- -4,44198 - 0,11046
slope <- 0,44489 + 0,03816

linear_predictors <- intercept + slope * age

maturity_age <- ifelse(age <= 4, 0, stats::pcauchy(linear_predictors))
```

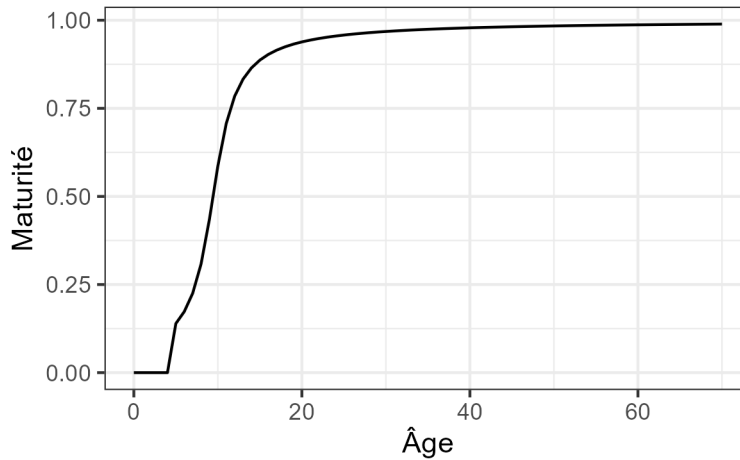


Figure D.3. Maturité selon l'âge. L'âge minimum de maturité observé était de 4 ans et il a été supposé que les poissons plus jeunes étaient tous immatures.

#### D.3.4. RELATION LONGUEUR-POIDS

La relation longueur-poids a été estimée en combinant les mâles et les femelles, car aucun dimorphisme sexuel n'a été observé pour ce stock.

*Paramètre de longueur-poids alpha.*

La valeur de  $1,38 \times 10^{-5}$  a été estimée à partir des données sur la longueur et le poids (voir l'annexe A).

*Paramètre de longueur-poids bêta.*

La valeur de 3,11 a été estimée à partir de données sur la longueur et le poids.

#### D.3.5. RELATION STOCK-RECRUTEMENT

La relation stock-recrutement de Beverton-Holt a été utilisée pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Le recrutement  $R$  au cours de l'année  $y$  et de la zone  $r = 1, 2$  est calculé à partir de la biomasse reproductrice à l'échelle de la côte  $B_y$  comme suit :

$$R_{y,r} = \frac{(4R_0h)B_y}{R_0\phi_0(1-h) + (5h-1)B_y} \exp(\delta_y) \frac{\exp(\varepsilon_{y,r})}{\sum_r \exp(\varepsilon_{y,r})} \quad (D.6)$$

où  $R_0$  est le recrutement non pêché,  $h$  est la pente,  $\phi_0$  est la biomasse reproductrice non pêchée par recrue,  $\delta_y$  est l'écart de recrutement lognormal du recrutement à l'échelle de la côte à partir de l'équation de Beverton-Holt, et  $\varepsilon_{y,r}$  est un vecteur softmax qui attribue la proportion de recrutement à l'échelle de la côte dans chaque zone.



---

### D.3.6. RECRUTEMENT NON PÊCHÉ MOYEN ( $R_0$ )

Il s'agit du paramètre principal, en unités de milliers de poissons, qui informe la taille de la population à l'échelle de la côte. Ce paramètre a été estimé. Il y avait un grand a priori uniforme pour le  $\log(R_0)$ , avec une limite inférieure de 3 et une limite supérieure de 12.

### D.3.7. PENTE

La pente de la relation stock-recrutement ( $h$ ) est la réduction du recrutement moyen à 20 % de la biomasse non pêchée. Pour la relation stock-recrutement de Beverton-Holt, la pente est limitée entre 0,2 et 1,0. Une pente de 1 indique une dépendance infinie à la densité, c'est-à-dire que le recrutement est indépendant de la ponte ou de la production d'œufs.

Ce paramètre est une autre incertitude fondamentale pour la plupart des stocks. Forrest *et al.* (2010) ont effectué une méta-analyse du sébaste du Pacifique en Colombie-Britannique et sur la côte ouest des États-Unis et ont estimé une moyenne a posteriori de 0,67 du paramètre de pente de Beverton-Holt. Cette information a ensuite été utilisée dans Yamanaka *et al.* (2011). Ici, nous fixons la valeur de pente à 0,67.

Un autre MO a été mis au point avec une valeur de pente plus faible de 0,50.

### D.3.8. ÉCART-TYPE DE RECRUTEMENT

*Erreur de processus, l'écart-type des écarts du recrutement log-normaux.*

Les écarts du recrutement dans la relation stock-recrutement de Beverton-Holt ont été estimés pour 1940–2021, avec un écart-type a priori de 0,4 :

$$\delta_y \sim N(0, \sigma_R = 0,4) \quad (\text{D.7})$$

---

### D.3.9. RÉPARTITION DU RECRUTEMENT

*Répartition du recrutement entre les zones.*

Puisque la répartition du recrutement est un vecteur logistique multinomial, le paramètre a été fixé à zéro pour la zone  $r = 1$  et estimé pour la deuxième zone comme suit :

$$\varepsilon_{y,r=2} = \varepsilon_{r=2}^{\text{base}} + \tilde{\varepsilon}_y \quad (\text{D.8})$$

Le paramètre  $\varepsilon_{r=2}^{\text{base}}$  est un effet fixe qui décrit la répartition du recrutement dans un état d'équilibre, estimé avec une valeur a priori normale dont la moyenne est de 0 et l'écart-type est de 2.

Pour la période de 1940 à 2021, une distribution propre à l'année a été estimée à l'aide d'un paramètre d'écart additif  $\tilde{\varepsilon}_y$ . Pour les années antérieures,  $\tilde{\varepsilon}_y = 0$ . Ces écarts ont été limités par une distribution a priori avec un écart-type de 0,4 :

$$\tilde{\varepsilon}_y \sim N(0, \sigma = 0,4) \quad (\text{D.9})$$

---

### D.3.10. MORTALITÉ PAR PÊCHE

Il a été précisé que la mortalité par pêche était continue tout au long des pas de temps annuels (à l'aide de l'équation de Baranov). Le modèle a été configuré pour résoudre la mortalité par pêche de sorte que les prises prévues soient égales aux prises observées.

### D.3.11. CAPTURABILITÉ DE L'INDICE

Le coefficient de capturabilité met la population à l'échelle des unités des indices de l'abondance. Pour l'indice du RPF, la capturabilité a été précisée, et est identique pour le nord et le sud. De cette façon, l'estimation de l'abondance dans l'indice entre les zones informera également la taille relative de la population, c'est-à-dire qu'un indice plus élevé dans le nord indique que le stock est plus important que dans le sud.

Pour les indices de la CFP et du relevé synoptique du détroit d'Hécate, la capturabilité était un paramètre indépendant flottant, c'est-à-dire que le paramètre a été résolu analytiquement et que le coefficient de chaque relevé est indépendant de l'ampleur des autres relevés.

### D.3.12. SÉLECTIVITÉ

La sélectivité pour le relevé et pour les pêches commerciales au chalut et à la ligne et l'hameçon a été estimée à l'aide de la fonction normale double dans SS3. Fonctionnellement, la sélectivité selon l'âge  $v_a$  pour une pêche ou un relevé est :

$$v_a = \begin{cases} \exp \left[ - \left( \frac{a-\mu}{\sigma} \right)^2 \right], & \text{if } a \leq \mu \\ 1, & \text{otherwise} \end{cases}, \quad (\text{D.10})$$

Une configuration simple à deux paramètres a été créée avec un membre ascendant gaussien et une sélectivité avec plafond pour les classes d'âge supérieures. La sélectivité a été reflétée dans les pêches et les relevés qui ont lieu dans les deux zones. L'emplacement et la largeur du membre ascendant sont contrôlés par les paramètres  $\mu$  et  $\sigma$ .

Pour la pêche au chalut, la sélectivité a été estimée en unités de longueur et la sélectivité équivalente fondée sur l'âge a ensuite été déclarée.

Les a priori gaussiens ont été élaborés à partir de la forme de la composition selon l'âge (ou par longueur). La moyenne de la valeur a priori pour  $\mu$  était le mode de répartition et la moyenne de la valeur a priori de  $\log(\sigma)$  était la moitié de la distance entre le mode et la plus petite classe d'âge observée (tableau D.3). L'écart-type a priori a été calculé de sorte que le coefficient de variation était de 0,3.

Étant donné qu'aucun échantillon d'âge ou de taille n'était disponible dans le cadre de la pêche récréative, la sélectivité estimée pour le sébaste à dos épineux des eaux intérieures à partir des longueurs déclarées lors des interrogations de pêcheurs a été utilisée ici (Huynh *et al.* 2024). Une fonction logistique a été utilisée avec l'âge de la sélectivité à 50 et 95 % à 12,7 et 23,3 ans, respectivement.

### D.3.13. PONDÉRATION DES DONNÉES

La méthode de McAllister et Ianelli (McAllister et Ianelli 1997) a été utilisée pour réduire la taille de l'échantillon des compositions par âge dans la probabilité multinomiale pour le RPF et le relevé de la CFP. Les facteurs de repondération multiplicatifs étaient de 0,3, 0,7, 0,8 et 0,5

---

pour les âges des indices du RPF Nord, du RPF Sud, de la CIFP Nord et de la CIFP Sud, respectivement. Ces valeurs ont été définies lors de l'ajustement initial du modèle pour le MO 1 et utilisées pour tout le conditionnement du modèle opérationnel.

Aucune repondération n'a été effectuée pour les données sur la composition dans le relevé du détroit d'Hécate et les pêches commerciales, car il y avait peu d'années d'échantillons qui ne domineraient pas la probabilité.

D'autres facteurs de pondération de la probabilité  $\lambda = 0,01$  ont été ajoutés pour les poids moyens de la pêche à la ligne et l'hameçon. En effet, les poids moyens ont été pondérés à la baisse par rapport à la composition selon l'âge. L'erreur-type des poids moyens était très faible pour la pêche à la ligne et l'hameçon (tableau C.6). Avec  $\lambda = 1$  (la valeur par défaut), le modèle est bien ajusté au poids moyen de la pêche, au détriment d'un mauvais ajustement à la composition selon l'âge du relevé. Puisque la valeur des données sur le poids moyen visait à déterminer la sélectivité relative entre la pêche à la ligne et à l'hameçon et la pêche au chalut, il a été décidé de réduire le poids moyen de la pêche à l'hameçon et à la ligne pour garantir un ajustement raisonnable aux données sur l'âge du relevé.

#### **D.4. DIAGNOSTICS MCCM**

La convergence des deux chaînes MCCM a été confirmée par une évaluation visuelle. Les graphiques Worm ont indiqué qu'il y avait peu d'autocorrélation entre les échantillons successifs de MCCM (figure D.4). L'erreur-type MC était faible (moins de 0,1 pour tous les paramètres) et la statistique  $\hat{R}$  était proche de 1 pour tous les paramètres. Les distributions a posteriori étaient de forme approximativement gaussienne (figure D.5).

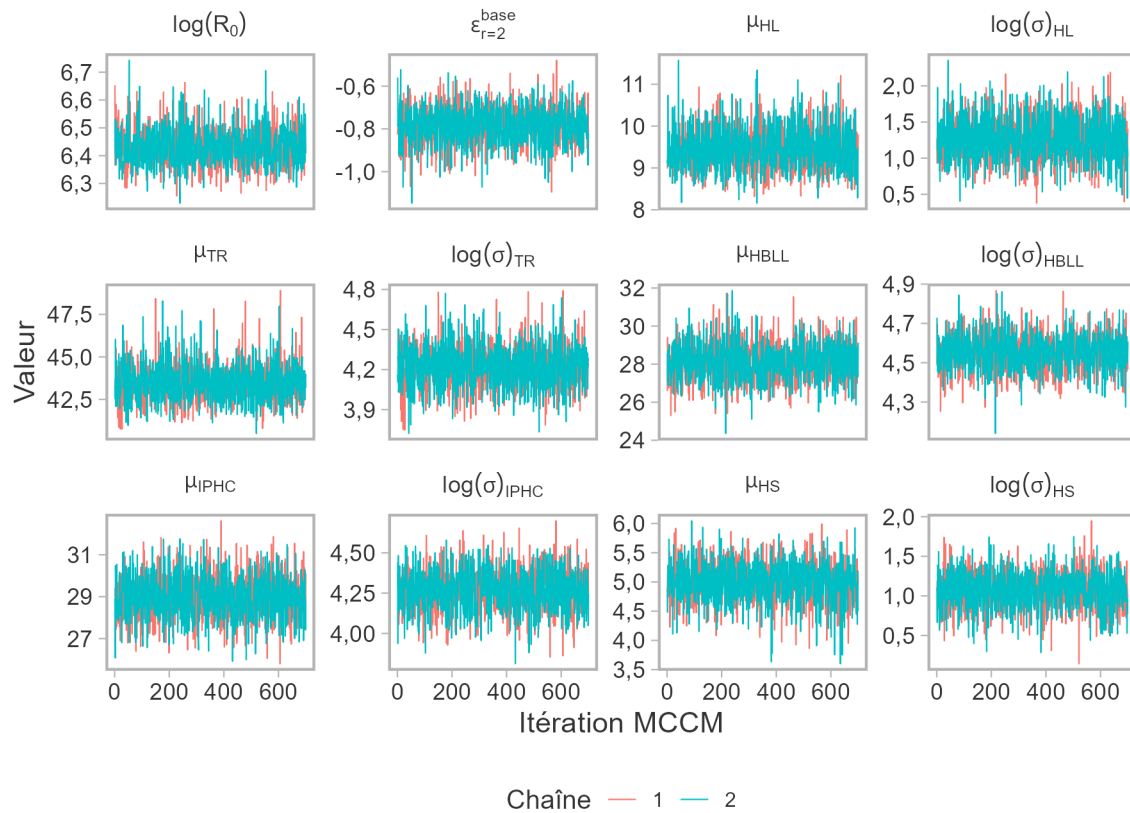


Figure D.4. Graphiques Worm des paramètres SS3 dans la simulation MCMC pour le modèle opérationnel 1. Une description des paramètres est disponible dans le tableau D.3. Les paramètres d'écart du recrutement ne sont pas indiqués ici.

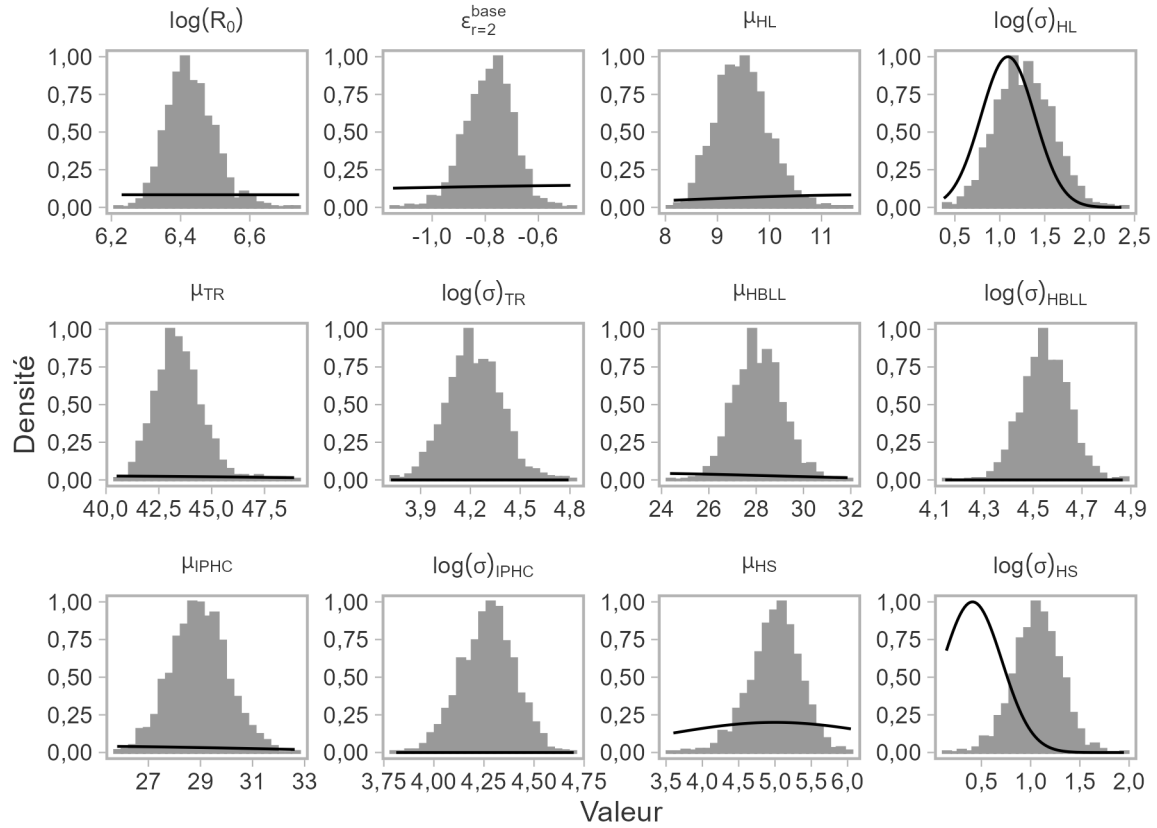


Figure D.5. Densité a priori (ligne noire) et a posteriori (barres grises) des paramètres SS3 pour le MO 1. Une description des paramètres et des distributions est disponible dans le tableau D.3. Les limites de l'axe des x sont déterminées par la distribution a posteriori. Les lignes noires plates indiquent que la densité a posteriori est loin de la densité a priori. Les paramètres d'écart du recrutement ne sont pas indiqués ici.

Tableau D.3. Distributions a priori et moyennes a posteriori des paramètres du modèle SS3 pour le sébaste à dos épineux des eaux extérieures. Les valeurs a posteriori sont indiquées pour le modèle opérationnel 1. Les paramètres d'écart du recrutement ne sont pas indiqués ici

Paramètre	Description	A priori	A posteriori moyenne	Écart-type a posteriori
$\log(R_0)$	Recrutement non exploité	U( 3,00, 12,0)	6,43	0,07
$\varepsilon_{r=2}^{\text{base}}$	Répartition du recrutement	N( 0,00, 2,0)	-0,79	0,09
$\mu_{\text{LH}}$	Sélectivité complète - Ligne et hameçon	N(12,00, 3,6)	9,48	0,50
$\log(\sigma)_{\text{LH}}$	Largeur de la sélectivité - Ligne et hameçon	N( 1,10, 0,3)	1,27	0,30
$\mu_{\text{CH}}$	Sélectivité complète - Chalut	N(37,00, 11,1)	43,46	1,11
$\log(\sigma)_{\text{CH}}$	Largeur de la sélectivité - Chalut	N( 1,80, 0,3)	4,22	0,16
$\mu_{\text{RPFD}}$	Sélectivité complète - RPF	N(22,00, 6,6)	28,11	1,00
$\log(\sigma)_{\text{RPFD}}$	Largeur de la sélectivité - RPF	N( 2,10, 0,3)	4,55	0,09
$\mu_{\text{CIFP}}$	Sélectivité complète - CIFP	N(24,00, 7,2)	28,95	1,06
$\log(\sigma)_{\text{CIFP}}$	Largeur de la sélectivité - CIFP	N( 1,90, 0,3)	4,27	0,13
$\mu_{\text{DH}}$	Sélectivité complète - détroit d'Hécate	N( 5,00, 1,5)	5,00	0,34
$\log(\sigma)_{\text{DH}}$	Largeur de la sélectivité - détroit d'Hécate	N( 0,41, 0,3)	1,07	0,23

---

## D.5. PARAMÈTRES SUPPLÉMENTAIRES DU MODÈLE OPÉRATIONNEL

D'autres paramètres d'observation (pour les données simulées dans les projections) et paramètres de mise en œuvre sont décrits ci-dessous.

### D.5.1. COBS

*Erreur d'observation dans les prises exprimée comme écart-type.*

Ce paramètre ( $\sigma_C$ ) établit l'écart-type des prises simulées pour la période de projection. Le MO openMSE peut générer  $\sigma_C$  en se fondant sur les valeurs résiduelles entre les prises prévues et les prises observées. Puisque SS3 a été conditionné par les prises observées, les prises prévues correspondront aux prises observées et donc,  $\sigma_C < 0,01$ .

### D.5.2. CBIAS

*Biais dans les prises.*

Ce paramètre contrôle le biais, exprimé sous forme de ratio des prises simulées par rapport aux prises réelles, par exemple, des surdéclarations ou sous-déclarations. Puisque SS3 a été conditionné par les prises observées, le ratio est de 1.

### D.5.3. IOBS

*Erreur d'observation dans les indices d'abondance relative exprimée sous forme d'écart-type.*

Ce paramètre établit l'écart-type dans les indices simulés de relevés pour la période de projection. Nous avons échantillonné l'erreur d'observation à l'aide de l'écart-type et de l'autocorrélation des résiduels dans l'indice du RPFD pour chaque échantillon postérieur (figure D.6).

### D.5.4. BETA

*Un paramètre contrôlant l'hyperstabilité et l'hyperépuisement où les valeurs inférieures à 1 mènent à l'hyperstabilité (un indice qui diminue plus lentement que l'abondance réelle) et les valeurs supérieures à 1 mènent à l'hyperépuisement (un indice qui diminue plus rapidement que l'abondance réelle). Distribution uniforme.*

Nous établissons le paramètre d'hyperstabilité/hyperépuisement à  $\beta = 1$  pour signifier qu'il n'y a pas d'hyperstabilité ou d'hyperépuisement.

### D.5.5. TACFRAC

*Fraction moyenne du TAC prélevée. Distribution uniforme.*

Nous avons supposé qu'il n'y avait pas d'erreur de mise en œuvre entre l'avis sur les prises dans la procédure de gestion et les prélèvements subséquents par la pêche dans le MO, c.-à-d. TACFrac = 1.

On ne croit pas qu'une erreur persistante de mise en œuvre se produise dans la pêche commerciale. L'ampleur des prises à des fins ASR non déclarées n'est pas connue pour le moment. Depuis 2007, les prises à des fins ASR lors de voyages de double pêche représentent environ 1 à 5 % des prises commerciales. Si les prises à des fins ASR lors de voyages de pêche non doubles sont d'une ampleur similaire, il pourrait y avoir une erreur de mise en œuvre de 1 à 5 %. En raison de la faible ampleur, aucune erreur de mise en œuvre n'a été modélisée dans cette analyse.



---

## D.6. AJUSTEMENTS SUPPLÉMENTAIRES DU MODÈLE DE STOCK SYNTHESIS

Cette section décrit des ajustements supplémentaires du modèle utilisés pour explorer le modèle et ainsi faciliter l'examen, mais qui n'ont finalement pas été inclus dans l'ensemble de référence ou de robustesse pour un examen plus approfondi.

L'influence des divers indices sur les tendances des stocks a été explorée au moyen d'autres ajustements qui excluaient l'indice de la CIFP ou du détroit d'Hécate, ainsi que les compositions selon l'âge correspondantes. L'exclusion de l'un de ces indices ne semblait pas modifier l'ajustement pour les autres (figure D.7). Un des ajustements supplémentaires comprenait un facteur de pondération de la probabilité  $\lambda^I = 5$  pour l'indice du RPF Nord, qui a amélioré l'ajustement à cette série d'indices. Le modèle a estimé une biomasse plus élevée dans cette région en raison d'un recrutement plus élevé que la moyenne dans le nord. Toutefois, les différences entre les points de référence, basées sur la relation stock-recrutement moyenne, semblaient insignifiantes parce que le facteur de pondération influait principalement sur l'estimation des paramètres de l'écart du recrutement.

On a tenté d'estimer la mortalité naturelle et la pente dans le modèle plutôt que de fixer ces paramètres. Un a priori lognormal  $M \sim \text{Lognormal}(\log(0,056), 0,08)$  pour la mortalité naturelle a été élaboré, où l'écart-type était l'erreur-type du terme d'interception de la méta-analyse dans Then *et al.* (2015). Pour la pente, une valeur a priori bêta avec une moyenne de 0,67 et un écart-type de 0,17 a été utilisée, suivant l'estimation a posteriori de Forrest *et al.* (2010). Le modèle a estimé que le stock était beaucoup plus important et avait fait l'objet d'une pêche légère tout au long de son historique, c.-à-d.  $B/B_{2021} = 0,91$ , avec une mortalité naturelle de 0,08 (figures D.8 et D.9). En raison de la valeur de pente élevée, estimée à 0,84, la forme de la courbe de rendement était extrêmement asymétrique avec l'optimum à des niveaux de stock très faibles, c'est-à-dire  $B_{RMD} = 0,22 B_0$  (Figure D.10).

Ce modèle n'a pas été examiné davantage, car l'estimation de la courbe de rendement et de l'épuisement historique n'a pas été jugée plausible. Toutefois, le groupe d'examen a demandé que ce modèle fasse l'objet d'un examen plus approfondi à l'avenir en tant que scénario de robustesse dans l'évaluation des PG.

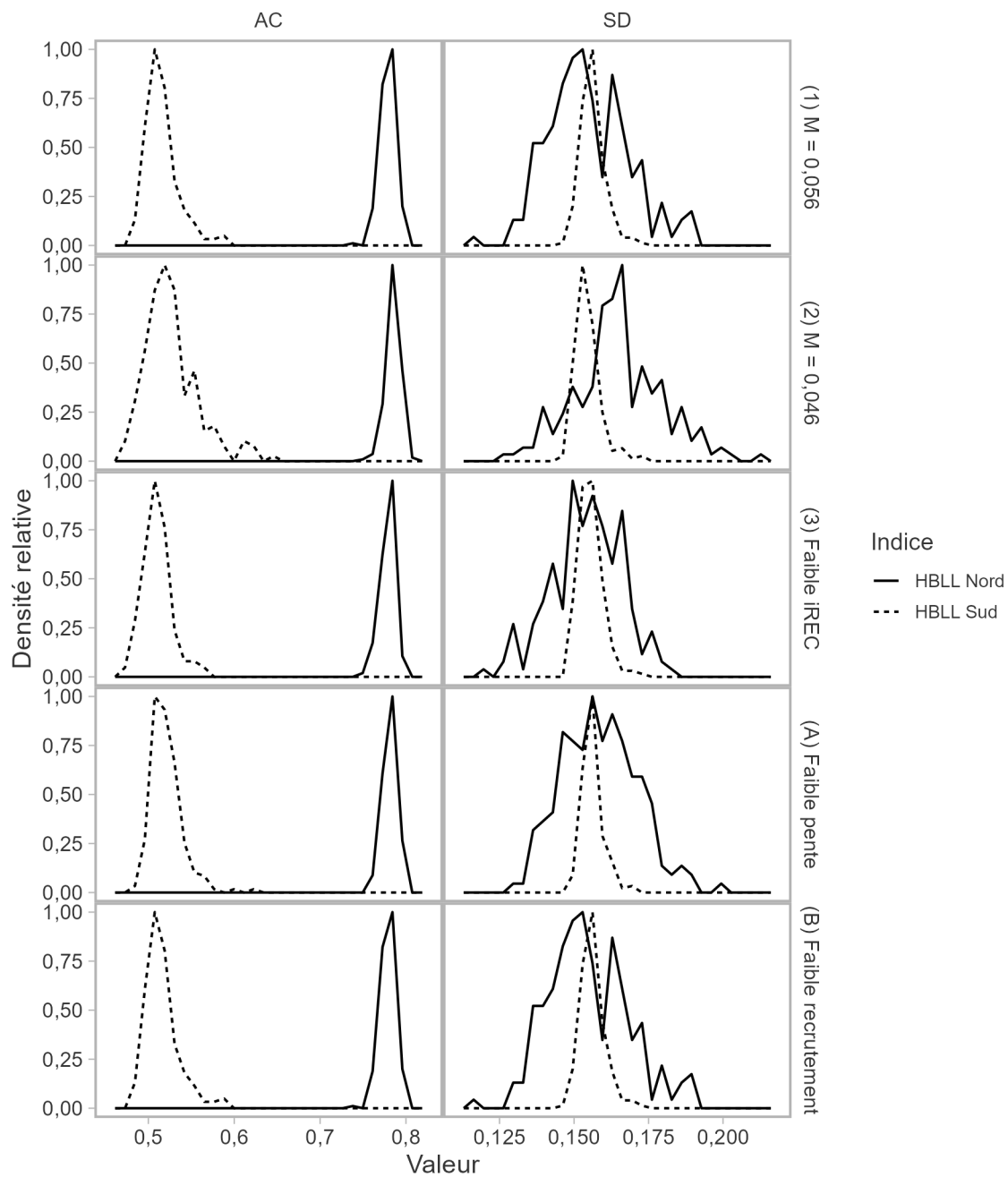


Figure D.6. Autocorrélation (AC) et écart-type de l'erreur d'observation dans l'indice du RPFD simulé pour la période de projection. Les valeurs ont été calculées à partir des résiduels de l'indice dans 200 échantillons a posteriori du modèle SS3.

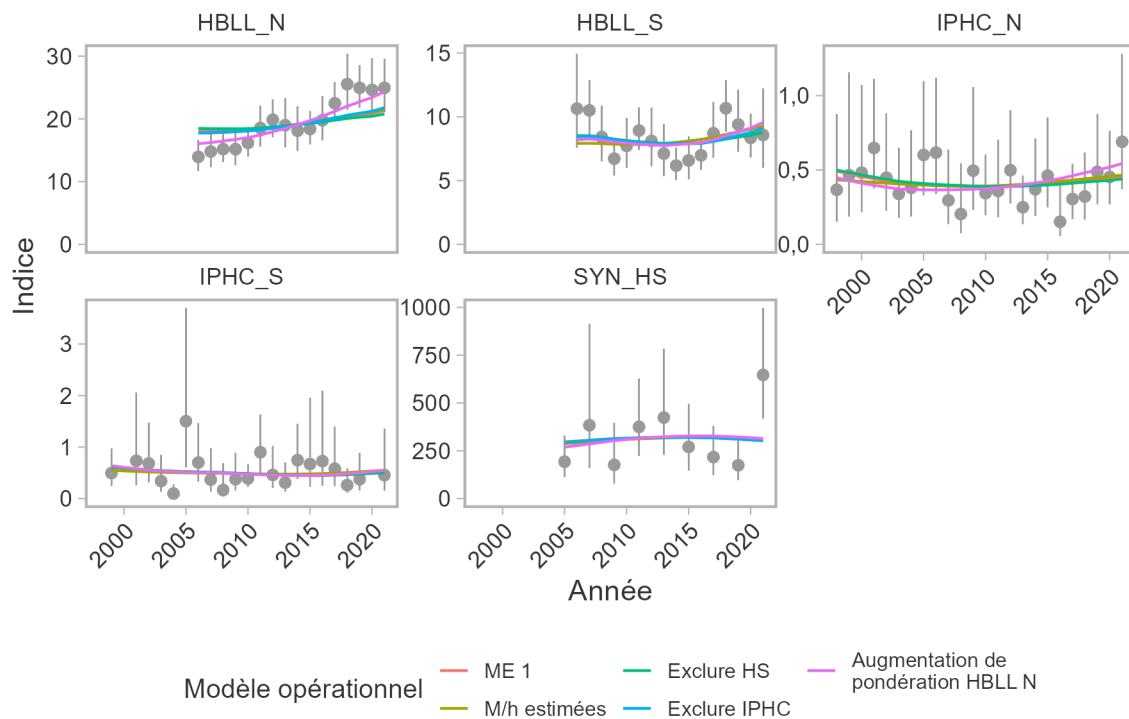


Figure D.7. Comparaison des ajustements aux indices d'abondance avec les ajustements supplémentaires du modèle SS3.

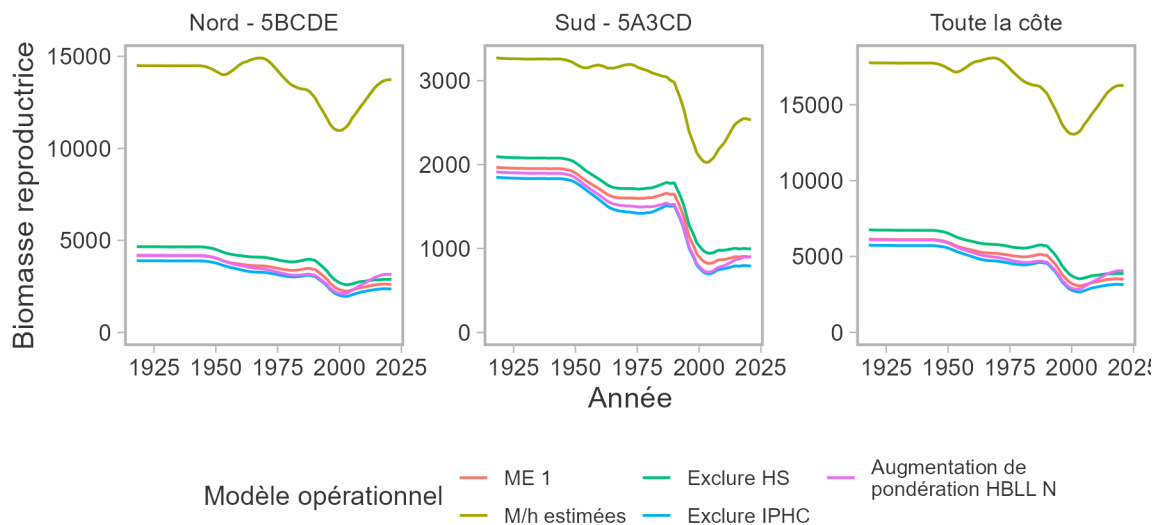


Figure D.8. Comparaison de la biomasse reproductrice estimée à partir des ajustements supplémentaires du modèle SS3.

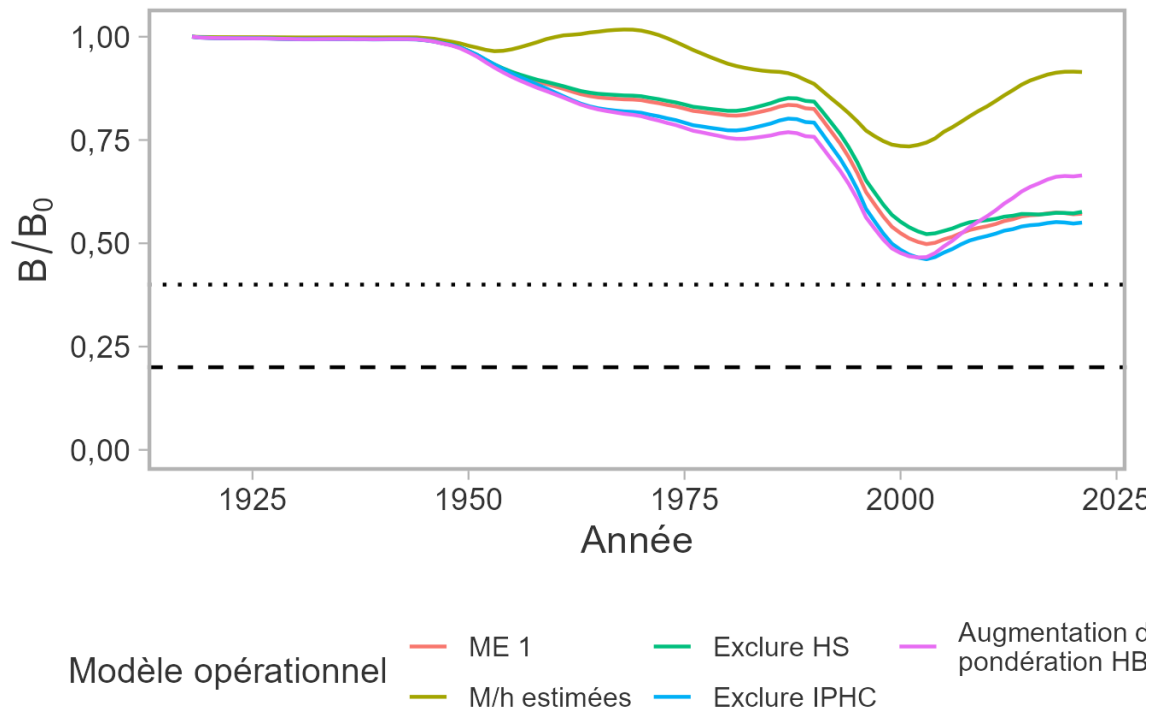


Figure D.9. Comparaison de l'épuisement du frai estimé à partir des ajustements supplémentaires du modèle SS3.

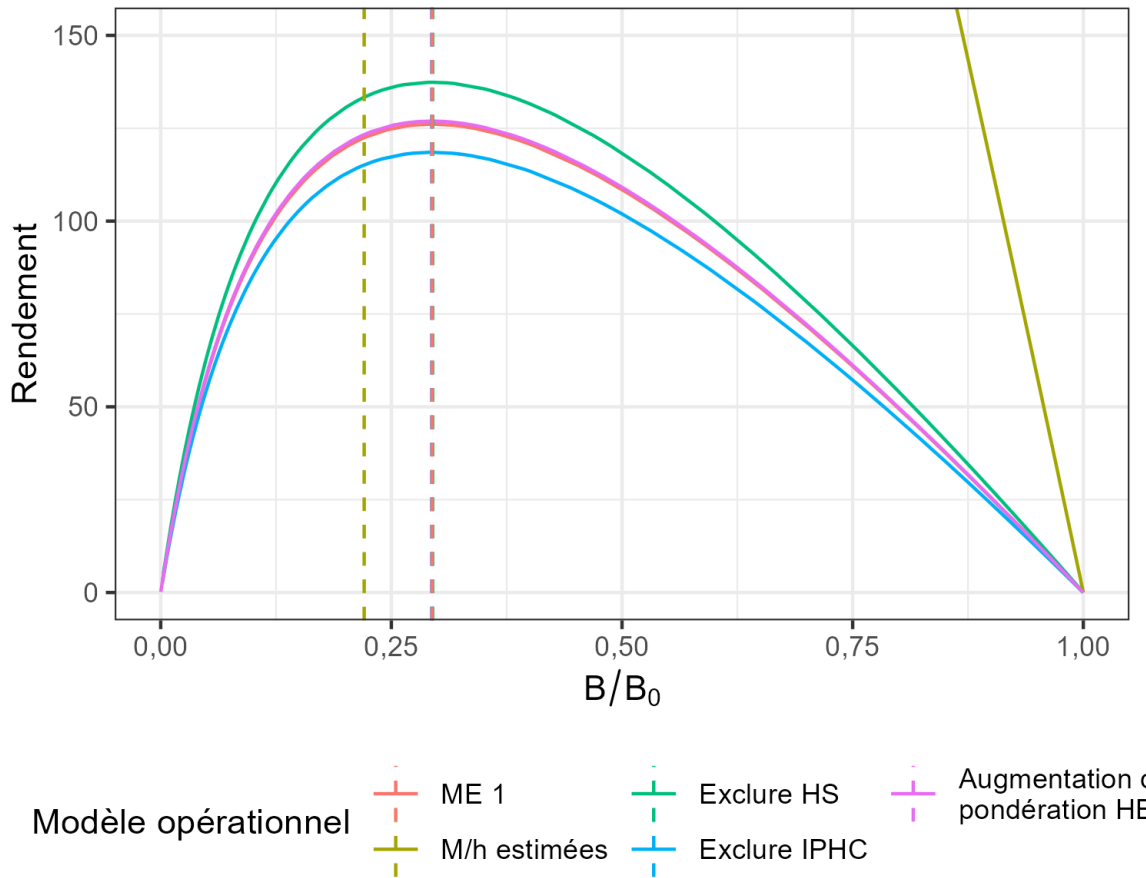


Figure D.10. Comparaison des courbes de rendement estimées à partir des ajustements supplémentaires du modèle SS3. Les lignes verticales pointillées indiquent l'épuisement là où la courbe de rendement est au maximum. Pour le MO qui estimait  $M$  et  $h$ , le rendement maximal durable est de 665 t.

## D.7. TABLEAU DES PARAMÈTRES DE STOCK SYNTHESIS

Tableau D.4. Paramètres rapportés du modèle SS3 pour le modèle opérationnel 1. Les autres modèles opérationnels ont été obtenus en réajustant le modèle après avoir ajusté la valeur du paramètre correspondant à la mortalité naturelle, au taux de variation de la pente ou aux multiplicateurs de prises de la pêche récréative dans le fichier de commandes.

Paramètre	Estimation ?	Valeur	Erreur type	Description
NatM_uniform_Fem_GP_1	Fixe	0,056	s.o.	Mortalité naturelle, tirée de la littérature
L_at_Amin_Fem_GP_1	Fixe	14,580	s.o.	Longueur moyenne à l'âge 1, estimée à partir des données
L_at_Amax_Fem_GP_1	Fixe	39,200	s.o.	Longueur moyenne à l'âge 999, c.-à-d. $L_{\infty}$ , estimée à partir des données
VonBert_K_Fem_GP_1	Fixe	0,110	s.o.	Paramètre K de von Bertalanffy, estimé à partir des données
CV_young_Fem_GP_1	Fixe	0,090	s.o.	Variabilité de la longueur à l'âge 1, estimée à partir des données
CV_old_Fem_GP_1	Fixe	0,090	s.o.	Variabilité de la longueur à l'âge 999, estimée à partir des données
Wtlen_1_Fem_GP_1	Fixe	0,000	s.o.	Scalaire longueur-poids (a), estimé à partir des données
Wtlen_2_Fem_GP_1	Fixe	3,110	s.o.	Exposant longueur-poids (b), estimé à partir des données
Mat50%_Fem_GP_1	Fixe	0,000	s.o.	Non utilisé - maturité selon l'âge (estimée à partir des données) directement précisée
Mat_slope_Fem_GP_1	Fixe	0,000	s.o.	Non utilisé - maturité selon l'âge (estimée à partir des données) directement précisée
Eggs/kg_inter_Fem_GP_1	Fixe	1,000	s.o.	Fécondité proportionnelle au poids
Eggs/kg_slope_wt_Fem_GP_1	Fixe	0,000	s.o.	Fécondité proportionnelle au poids
RecrDist_GP_1_area_1_month_1	Fixe	0,000	s.o.	Répartition du recrutement pour la zone 1
RecrDist_GP_1_area_2_month_1	Oui	-0,754	0,078	Répartition du recrutement pour la zone 2 par rapport à 1, $e^{base}$
CohortGrowDev	Fixe	1,000	s.o.	Paramètre interne du SS3
Catch_Mult :_5_Recreational_N	Fixe	1,000	s.o.	Multiplicateur de prises pour la pêche récréative dans la zone 1
Catch_Mult :_6_Recreational_S	Fixe	1,000	s.o.	Multiplicateur de prises pour la pêche récréative dans la zone 2
FracFemale_GP_1	Fixe	0,500	s.o.	Non utilisé
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_dev_se	Fixe	0,400	s.o.	Écart type dans la répartition annuelle du recrutement
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_dev_autocorr	Fixe	0,000	s.o.	Non utilisé
SR_LN(R0)	Oui	6,421	0,061	Logarithme naturel du recrutement non exploité
SR_BH_steep	Fixe	0,670	s.o.	Taux de variation de la pente, tiré de la littérature
SR_sigmaR	Fixe	0,400	s.o.	Écart type dans les écarts annuels du recrutement
SR_regime	Fixe	0,000	s.o.	Non utilisé
SR_autocorr	Fixe	0,000	s.o.	Non utilisé
Main_RecrDev_1940	Oui	-0,625	0,299	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1941	Oui	-0,477	0,285	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1942	Oui	-0,763	0,299	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1943	Oui	-0,434	0,273	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1944	Oui	-0,229	0,252	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1945	Oui	-0,261	0,249	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1946	Oui	0,081	0,218	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1947	Oui	-0,067	0,229	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1948	Oui	-0,113	0,225	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1949	Oui	0,071	0,205	Écart du recrutement

Paramètre	Estimation ?	Valeur	Erreur type	Description
Main_RecrDev_1950	Oui	-0,049	0,21	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1951	Oui	-0,236	0,22	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1952	Oui	-0,267	0,218	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1953	Oui	-0,180	0,206	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1954	Oui	0,081	0,185	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1955	Oui	-0,117	0,194	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1956	Oui	0,172	0,169	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1957	Oui	-0,192	0,192	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1958	Oui	0,029	0,171	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1959	Oui	0,327	0,149	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1960	Oui	-0,195	0,18	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1961	Oui	0,111	0,156	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1962	Oui	0,000	0,161	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1963	Oui	-0,084	0,159	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1964	Oui	-0,216	0,165	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1965	Oui	-0,102	0,153	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1966	Oui	-0,017	0,142	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1967	Oui	0,079	0,135	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1968	Oui	0,096	0,131	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1969	Oui	0,014	0,131	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1970	Oui	0,158	0,119	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1971	Oui	0,065	0,121	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1972	Oui	0,119	0,114	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1973	Oui	0,128	0,11	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1974	Oui	0,338	0,098	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1975	Oui	0,304	0,097	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1976	Oui	0,530	0,085	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1977	Oui	0,466	0,085	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1978	Oui	0,171	0,094	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1979	Oui	-0,045	0,101	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1980	Oui	0,084	0,095	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1981	Oui	0,229	0,09	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1982	Oui	0,218	0,089	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1983	Oui	0,204	0,089	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1984	Oui	0,199	0,088	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1985	Oui	-0,095	0,099	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1986	Oui	-0,074	0,097	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1987	Oui	0,015	0,093	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1988	Oui	0,065	0,091	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1989	Oui	0,080	0,091	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1990	Oui	-0,091	0,098	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1991	Oui	-0,340	0,111	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1992	Oui	0,252	0,089	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1993	Oui	0,179	0,095	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1994	Oui	0,242	0,095	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1995	Oui	0,427	0,09	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1996	Oui	0,282	0,097	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1997	Oui	0,335	0,1	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1998	Oui	0,108	0,113	Écart du recrutement
Main_RecrDev_1999	Oui	0,042	0,121	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2000	Oui	0,785	0,094	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2001	Oui	-0,301	0,166	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2002	Oui	0,414	0,145	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2003	Oui	0,733	0,142	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2004	Oui	0,574	0,167	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2005	Oui	-0,050	0,229	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2006	Oui	0,448	0,21	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2007	Oui	0,194	0,257	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2008	Oui	-0,117	0,31	Écart du recrutement

Paramètre	Estimation ?	Valeur	Erreur type	Description
Main_RecrDev_2009	Oui	0,184	0,31	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2010	Oui	0,118	0,325	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2011	Oui	-0,196	0,329	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2012	Oui	0,036	0,305	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2013	Oui	-0,242	0,312	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2014	Oui	-0,314	0,313	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2015	Oui	-0,410	0,321	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2016	Oui	-0,724	0,339	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2017	Oui	-0,640	0,35	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2018	Oui	-0,477	0,372	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2019	Oui	-0,372	0,39	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2020	Oui	-0,340	0,396	Écart du recrutement
Main_RecrDev_2021	Oui	-0,337	0,397	Écart du recrutement
ForeRecr_2022	Oui	0,000	0,4	Écart du recrutement
LnQ_base_HBLL_N(7)	Oui	-4,156	0,186	Capturabilité de l'indice HBLL N
LnQ_base_HBLL_S(8)	Fixe	-3,884	s.o.	Non utilisé - HBLL S est compatible avec HBLL N
LnQ_base_IPHC_N(9)	Fixe	-7,801	s.o.	Non utilisé - Capturabilité calculée analytiquement de IPHC N
LnQ_base_IPHC_S(10)	Fixe	-6,502	s.o.	Non utilisé - Capturabilité calculée analytiquement de IPHC S
LnQ_base_SYN_HS(11)	Fixe	-2,342	s.o.	Non utilisé - Capturabilité calculée analytiquement de SYN HS
Size_DbIN_peak_Trawl_N(3)	Oui	43,465	1,074	Paramètre de sélectivité $\mu$
Size_DbIN_top_logit_Trawl_N(3)	Fixe	50,000	s.o.	Sélectivité platikurtique si longueur $\geq \mu$
Size_DbIN_ascend_se_Trawl_N(3)	Oui	4,222	0,159	Paramètre de sélectivité $\sigma$
Size_DbIN_descend_se_Trawl_N(3)	Fixe	10,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si longueur $\geq \mu$
Size_DbIN_start_logit_Trawl_N(3)	Fixe	-999,000	s.o.	La sélectivité passe à zéro à gauche
Size_DbIN_end_logit_Trawl_N(3)	Fixe	-999,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si longueur $\geq \mu$
Age_DbIN_peak_HookLine_N(1)	Oui	9,527	0,448	Paramètre de sélectivité $\mu$
Age_DbIN_top_logit_HookLine_N(1)	Fixe	50,000	s.o.	Sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_ascend_se_HookLine_N(1)	Oui	1,268	0,285	Paramètre de sélectivité $\sigma$
Age_DbIN_descend_se_HookLine_N(1)	Fixe	10,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_start_logit_HookLine_N(1)	Fixe	-999,000	s.o.	La sélectivité passe à zéro à gauche
Age_DbIN_end_logit_HookLine_N(1)	Fixe	-999,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_inflection_Recreational_N(5)	Fixe	12,700	s.o.	Âge de 50% de sélectivité (fonction logistique), estimé à partir des stocks des eaux intérieures
Age_95%width_Recreational_N(5)	Fixe	10,600	s.o.	Différence entre 95 et 50% de sélectivité, estimée à partir des stocks des eaux intérieures
Age_DbIN_peak_HBLL_N(7)	Oui	28,375	0,961	Paramètre de sélectivité $\mu$
Age_DbIN_top_logit_HBLL_N(7)	Fixe	50,000	s.o.	Sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_ascend_se_HBLL_N(7)	Oui	4,571	0,087	Paramètre de sélectivité $\sigma$
Age_DbIN_descend_se_HBLL_N(7)	Fixe	10,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_start_logit_HBLL_N(7)	Fixe	-999,000	s.o.	La sélectivité passe à zéro à gauche
Age_DbIN_end_logit_HBLL_N(7)	Fixe	-999,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_peak_IPHC_N(9)	Oui	29,053	1,053	Paramètre de sélectivité $\mu$
Age_DbIN_top_logit_IPHC_N(9)	Fixe	50,000	s.o.	Sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_ascend_se_IPHC_N(9)	Oui	4,276	0,128	Paramètre de sélectivité $\sigma$
Age_DbIN_descend_se_IPHC_N(9)	Fixe	10,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_start_logit_IPHC_N(9)	Fixe	-999,000	s.o.	La sélectivité passe à zéro à gauche
Age_DbIN_end_logit_IPHC_N(9)	Fixe	-999,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$



Paramètre	Estimation ?	Valeur	Erreur type	Description
Age_DbIN_peak_SYN_HS(11)	Oui	5,075	0,259	Paramètre de sélectivité $\mu$
Age_DbIN_top_logit_SYN_HS(11)	Fixe	10,000	s.o.	Sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_ascend_se_SYN_HS(11)	Oui	1,108	0,192	Paramètre de sélectivité $\sigma$
Age_DbIN_descend_se_SYN_HS(11)	Fixe	10,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
Age_DbIN_start_logit_SYN_HS(11)	Fixe	-999,000	s.o.	La sélectivité passe à zéro à gauche
Age_DbIN_end_logit_SYN_HS(11)	Fixe	-999,000	s.o.	Non utilisé, sélectivité platikurtique si l'âge $\geq \mu$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1940	Oui	0,289	0,963	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1941	Oui	0,014	0,937	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1942	Oui	0,155	0,976	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1943	Oui	0,221	0,917	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1944	Oui	-0,239	0,885	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1945	Oui	-0,451	0,887	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1946	Oui	-0,439	0,827	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1947	Oui	0,474	0,827	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1948	Oui	-0,219	0,842	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1949	Oui	-0,739	0,816	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1950	Oui	-0,674	0,828	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1951	Oui	-0,449	0,846	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1952	Oui	-0,551	0,848	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1953	Oui	-0,673	0,829	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1954	Oui	-0,053	0,758	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1955	Oui	-0,313	0,793	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1956	Oui	-0,645	0,742	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1957	Oui	0,210	0,777	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1958	Oui	-0,451	0,745	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1959	Oui	0,080	0,662	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1960	Oui	0,106	0,754	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1961	Oui	0,329	0,677	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1962	Oui	1,036	0,673	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1963	Oui	-0,207	0,712	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1964	Oui	0,354	0,711	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1965	Oui	0,179	0,682	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$

Paramètre	Estimation ?	Valeur	Erreur type	Description
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1966	Oui	-0,550	0,678	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1967	Oui	0,562	0,612	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1968	Oui	0,806	0,592	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1969	Oui	0,623	0,6	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1970	Oui	-0,039	0,58	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1971	Oui	0,404	0,572	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1972	Oui	0,058	0,56	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1973	Oui	-0,014	0,548	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1974	Oui	0,125	0,494	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1975	Oui	-0,124	0,496	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1976	Oui	-0,456	0,456	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1977	Oui	0,243	0,436	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1978	Oui	0,472	0,468	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1979	Oui	0,777	0,489	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1980	Oui	0,570	0,466	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1981	Oui	0,893	0,431	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1982	Oui	1,436	0,419	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1983	Oui	1,501	0,414	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1984	Oui	0,491	0,419	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1985	Oui	0,773	0,457	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1986	Oui	0,002	0,46	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1987	Oui	0,125	0,435	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1988	Oui	-0,507	0,434	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1989	Oui	-0,605	0,431	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1990	Oui	-0,522	0,456	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1991	Oui	-0,665	0,506	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1992	Oui	-0,928	0,414	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1993	Oui	-1,428	0,447	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1994	Oui	-0,960	0,432	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1995	Oui	-0,669	0,407	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\epsilon}_y$

Paramètre	Estimation ?	Valeur	Erreur type	Description
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1996	Oui	0,639	0,426	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1997	Oui	-0,595	0,451	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1998	Oui	0,344	0,495	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_1999	Oui	0,664	0,527	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2000	Oui	-1,849	0,488	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2001	Oui	0,452	0,677	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2002	Oui	0,512	0,591	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2003	Oui	0,412	0,576	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2004	Oui	-0,180	0,659	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2005	Oui	0,137	0,804	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2006	Oui	-0,328	0,75	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2007	Oui	-0,166	0,818	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2008	Oui	-0,723	0,887	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2009	Oui	-0,841	0,851	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2010	Oui	-1,275	0,868	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2011	Oui	-0,587	0,908	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2012	Oui	-0,481	0,877	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2013	Oui	0,543	0,922	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2014	Oui	-0,342	0,948	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2015	Oui	-0,107	0,973	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2016	Oui	0,271	1,022	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2017	Oui	0,228	1,019	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2018	Oui	0,091	1,007	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2019	Oui	0,010	1,001	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2020	Oui	0,002	1	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$
RecrDist_GP_1_area_2_month_1_DEVadd_2021	Oui	0,000	1	Écart annuel dans la répartition du recrutement $\tilde{\varepsilon}_y$

---

## ANNEXE E. PROCÉDURES DE GESTION

Nous présentons ici les procédures de gestion (PG) qui ont été évaluées dans la présente étude. Voir Anderson *et al.* (2021) pour une liste des PG examinés dans le cadre des PG.

Toutes les PG fournissent des avis sur les prises séparément pour le nord (5BCDE) et le sud (5A3CD), y compris pour les prises commerciales, récréatives et à des fins ASR.

### E.1. PROCÉDURES DE GESTION À PRISES CONSTANTES

Nous avons évalué trois PG à prises constantes :

- PrisesRécentes : prises annuelles constantes de 81,6 tonnes dans le nord (5BCDE) et de 44 tonnes dans le sud (5A3CD)
- 125PrisesRécentes : prises annuelles constantes à 125 % de celles de la PG PrisesRécentes, soit 102 et 55 tonnes pour les régions nord et sud, respectivement
- 75PrisesRécentes : prises annuelles constantes à 75 % de celles de la PG PrisesRécentes, soit 61,2 et 33 tonnes pour les régions nord et sud, respectivement

Les valeurs des prises pour la procédure de gestion PrisesRécentes sont basées sur les prises annuelles moyennes de 2012 à 2019. Les prises récréatives du relevé iREC ont été converties (morceau en poids) en utilisant le poids moyen de 0,94 kg/pièce observé lors des enquêtes par interrogation de pêcheurs (Yamanaka *et al.* 2011). Cette procédure de gestion vise à refléter les conditions du statu quo. Les prises en 2020 et 2021 ont été exclues du calcul des prises moyennes en raison des effets extrinsèques de la pandémie de COVID-19 sur la pêche (tableaux C.4, C.7). La deuxième et la troisième PG à prises constantes utilisent 125 % et 75 %, respectivement, de la moyenne de 2012 à 2019.

Par définition, les PG à prises constantes ne sont pas mises à jour pendant la projection.

### E.2. PROCÉDURES DE GESTION FONDÉES SUR UN INDICE

Nous avons évalué les PG indice-ratio et indice-pente décrites ci-dessous. Pour toutes les PG fondées sur un indice, la recommandation de prise est mise à jour tous les deux ans, en fonction du délai d'exécution prévu pour le RPFD et le traitement des données connexes nécessaire pour mettre à jour l'indice. Dans les projections, la recommandation de prise est fixée entre les mises à jour.

### E.3. PG INDICE-RATIO

Les PG indice-ratio fondent leur recommandation de prise  $C_y^*$  pour l'année  $y$  sur le produit des prises de l'année précédente  $C_{y-1}$  et le ratio de la variation récente moyenne dans la population ( $\alpha$ ) :

$$C_y^* = \alpha_y \times C_{y-1}, \quad (\text{E.1})$$

Pour calculer  $\alpha$ , l'indice d'une période récente (p. ex., les deux années les plus récentes) est comparé à la moyenne de la période précédente. Par conséquent, l'indice de la population de référence est la moyenne d'un créneau mobile. Par exemple :

$$\alpha_y = \frac{I_{y-1} + I_{y-2}}{2} \bigg/ \frac{I_{y-3} + I_{y-4} + I_{y-5}}{3}, \quad (\text{E.2})$$

---

où  $\alpha$  est le rapport de l'indice moyen au cours des deux années les plus récentes et de l'indice moyen de la troisième à la cinquième année avant l'année en cours.

Nous avons évalué deux configurations des PG indice-ratio, qui diffèrent dans la fenêtre temporelle utilisée pour calculer  $\alpha$  :

- Iratio\_23 : rapport entre les 2 dernières années et les 3 années précédentes
- Iratio\_55 : rapport entre les 5 dernières années et les 5 années précédentes

Une démonstration de l'utilisation des PG Iratio pour calculer  $\alpha$  dans l'indice du RPFd se trouve dans la Figure E.1.

## E.4. PG INDICE-PENTE

Les PG indice-pente ajustent une régression linéaire des données de l'indice de population comparé au temps et produisent une recommandation de prise basée sur la pente de la régression. Ils sont étroitement liés aux PG indice-ratio.

### E.4.1. GB\_SLOPE : INDICE-PENTE DE GEROMONT ET BUTTERWORTH

Cette PG ajuste la recommandation de prise en fonction des prises précédentes et de la tendance d'un indice d'abondance relative pour viser des taux de prise stables (Geromont et Butterworth 2015). La recommandation de prise est calculée ainsi :

$$C_y^* = C_{y-1}(1 + \lambda\beta_y^I) \quad (\text{E.3})$$

$$0.8 \leq (1 + \lambda\beta_y^I) \leq 1.2 \quad (\text{E.4})$$

où  $C_{y-1}$  indique les prises de l'année précédente,  $\beta_y^I$  est la pente d'une régression linéaire de l'indice d'abondance Ln au cours des  $n$  dernières années (valeur par défaut de  $n = 5$ ), et  $\lambda$  est un paramètre de contrôle fixe entre 0 et 1 qui modifie la rapidité à laquelle le TAC est rajusté en fonction de la pente de l'indice. La valeur par défaut  $\lambda$  est 1 dans DLMtool. Les avis sur les prises sont restreints pour limiter le taux auquel les prises peuvent être rajustées à la hausse ou à la baisse, entre 80 et 120 % des prises de l'année précédente.

Nous avons évalué quatre configurations de GB\_slope, chacune appliquée tous les deux ans :

- GB\_slope\_5y\_lam1 :  $\lambda = 1$  et  $\beta_y^I$  sont calculés à partir de l'indice des cinq années précédentes.
- GB\_slope\_5y\_lam05 :  $\lambda = 0,5$  et  $\beta_y^I$  sont calculés à partir des cinq années précédentes.
- GB\_slope\_10y\_lam1 :  $\lambda = 1$  et  $\beta_y^I$  sont calculés à partir des 10 années précédentes.
- GB\_slope\_10y\_lam05 :  $\lambda = 0,5$  et  $\beta_y^I$  sont calculés à partir des 10 années précédentes.

Une démonstration du calcul de la pente de l'indice en utilisant l'indice du RPFd se trouve à la figure E.2. Des illustrations des PG GB\_slope sont également fournies dans Anderson *et al.* (2021) (leur annexe D).

### E.4.2. IDX : PG FONDÉES SUR UN INDICE DE COX ET AL. (?)

Cette PG a été évaluée dans le plan de rétablissement du sébaste aux yeux jaunes des eaux extérieures en Colombie-Britannique (Cox *et al.* 2020). La PG IDX attribue la recommandation

de prise comme suit :

$$C_y^* = \begin{cases} 0.2\bar{C}, & \text{if } \Delta I_y \leq \delta_{\min} \\ (1 + \Delta I_y)C_{y-1}^*, & \text{if } \delta_{\min} < \Delta I_y \leq \delta_{\max} , \\ (1 + \delta_{\max})C_{y-1}, & \text{if } \Delta I_y > \delta_{\max} \end{cases} \quad (\text{E.5})$$

où  $\delta_{\min}$  est la baisse la plus négative permise dans l'indice de biomasse relative avant qu'une réduction majeure de la pêche soit recommandée, où les prises sont réduites à 20 % de la moyenne au cours des 5 dernières années.  $\Delta I_y$  est la variation de l'indice au fil du temps, définie comme suit :

$$\Delta I_y = \frac{I_y}{I_{y-n}} - 1, \quad (\text{E.6})$$

où  $I_y$  fait référence à une valeur d'indice de la population dans l'année  $y$  et  $n$  détermine l'année de référence. Nous avons fixé  $\delta_{\min} = -0,5$  comme dans Cox *et al.* (2020). L'augmentation maximale de la recommandation de prise est plafonnée à  $\delta_{\max} = 0,25$  par défaut. Cela signifie que les prises ne peuvent pas augmenter de plus de 25 %, ce qui met en œuvre un comportement de « ralentissement » dans la PG. Les paramètres  $\delta_{\min}$  et  $\delta_{\max}$  peuvent être rajustés au besoin pour régler le comportement de la PG.

Une variante, IDX\_smooth, ajoute un lissage aux conseils de prise recommandés dans IDX :

$$C_y^{*IDX\_smooth} = \lambda \cdot C_y^{*IDX} + (1 - \lambda)C_{y-1}^*, \quad (\text{E.7})$$

où  $\lambda$  contrôle le degré de lissage et peut varier entre 0 et 1. Cox *et al.* (2020) ont utilisé  $\lambda = 0,5$ , ce qui divise en fait la différence entre la recommandation de prise proposée à venir et celle précédemment recommandée.

We evaluated the IDX and IDX\_smooth MPs, applied biennially :

Nous avons évalué les PG IDX et IDX\_smooth, appliquées tous les deux ans :

- IDX : avec  $\Delta I_y = \frac{I_y}{I_{y-1}} - 1$
- IDX\_smooth : avec  $\Delta I_y = \frac{I_y}{I_{y-1}} - 1$  et  $\lambda = 0,5$

Des illustrations des PG IDX sont fournies à la figure E.3 et dans Anderson *et al.* (2021) (leur annexe D).

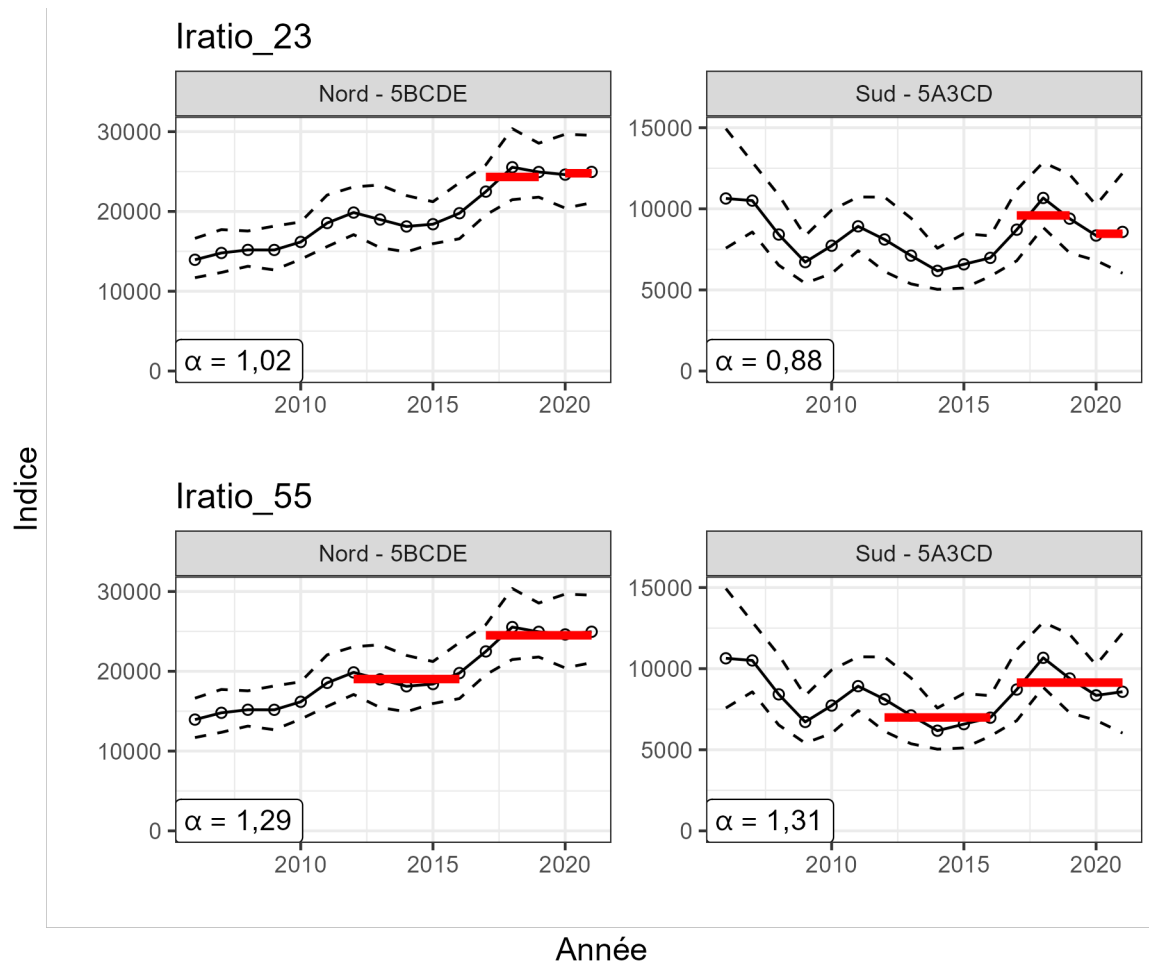


Figure E.1. Application des deux PG Iratio à l'indice du RPF. En 2022,  $\alpha = 1,02$  et  $0,88$  pour le nord et le sud, respectivement, avec Iratio\_23 basé sur le rapport entre l'indice moyen en 2020–2021 et celui de 2017–2019 (rangée du haut). Avec Iratio\_55,  $\alpha = 1,29$  et  $1,31$  pour le nord et le sud, respectivement, en utilisant l'indice moyen en 2017–2021 par rapport à celui de 2012–2016 (rangée du bas). Les lignes rouges indiquent la moyenne de l'indice au cours de la période correspondante.

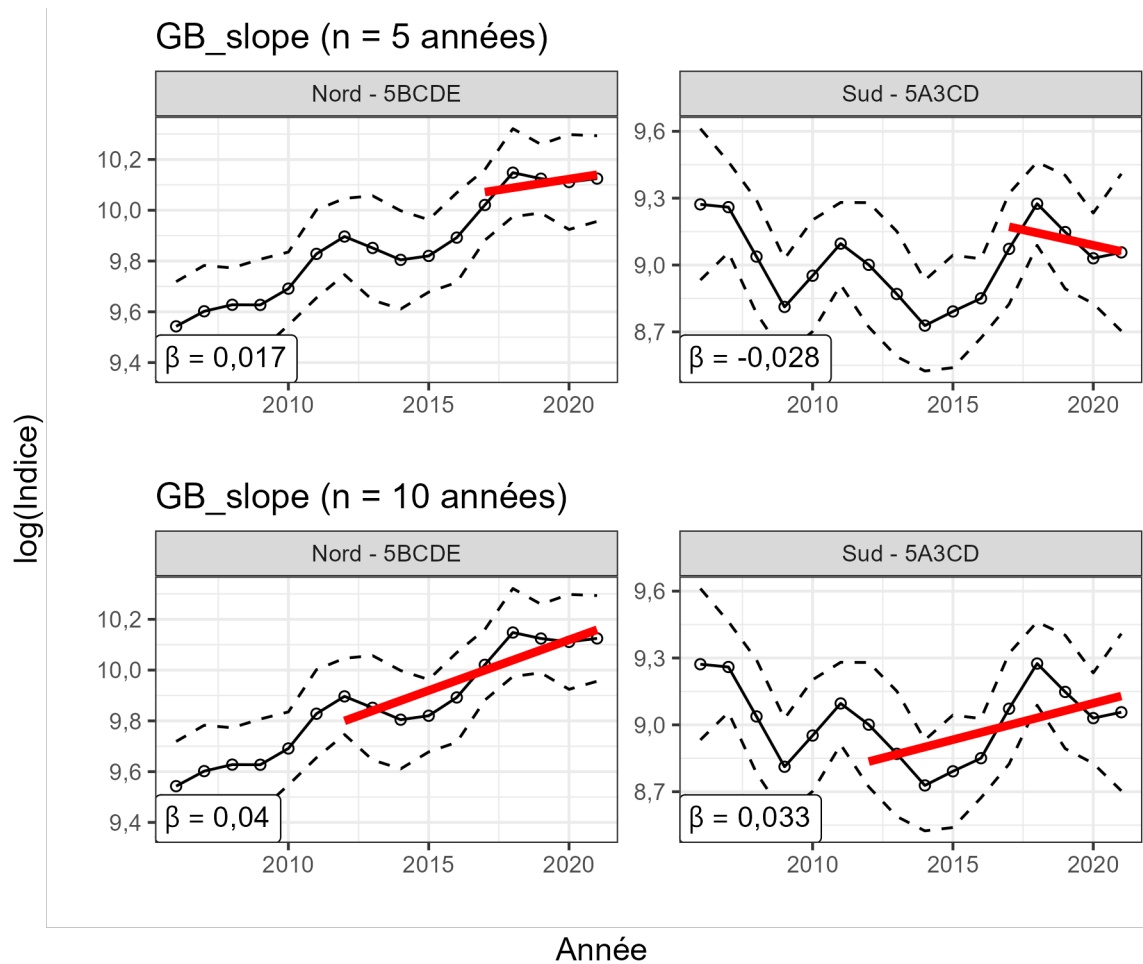


Figure E.2. Calcul de l'indice-pente dans la procédure de gestion GB\_slope, pour l'indice du RPF. En 2022,  $\beta^I = 0,017$  et  $-0,028$  pour le nord et le sud, respectivement, selon la pente du logarithme de l'indice de 2017 à 2021 ( $n = 5$  ans, rangée du haut), tandis que  $\beta^I = 0,04$  et  $0,033$  pour le nord et le sud, respectivement, à partir de l'indice de 2012 à 2021 ( $n = 10$  ans, rangée du bas). Le changement apporté aux avis sur les prises est  $1 + \lambda\beta^I$ . Les lignes rouges indiquent l'indice prédit à partir d'une régression linéaire sur la période correspondante utilisée pour estimer  $\beta^I$ .



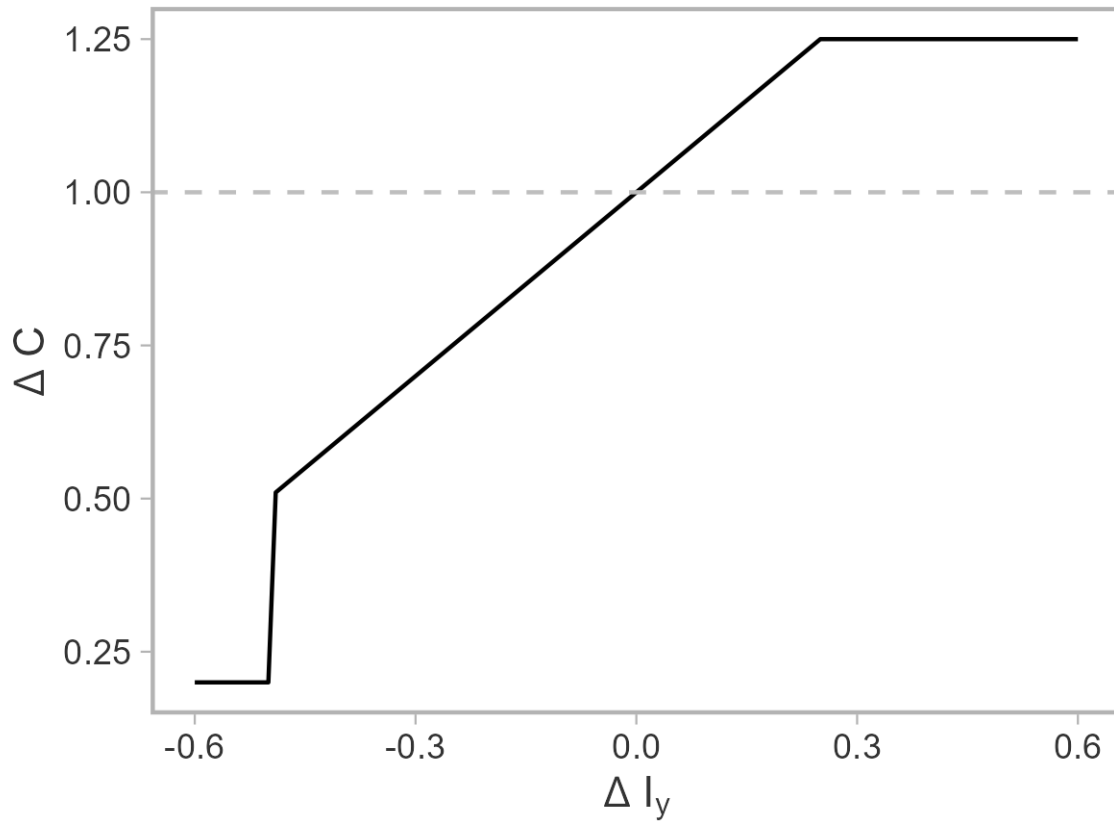


Figure E.3. Calcul du changement apporté aux avis sur les prises,  $\Delta C$ , dans la procédure de gestion IDX en fonction de la modification de l'indice  $\Delta I_y$ . L'augmentation maximale possible des avis sur les prises est de 25 % entre les mises à jour de la procédure de gestion, tandis qu'une réduction supérieure à 50 % de l'indice entraîne une réduction progressive des avis sur les prises (à 20 % des prises récentes).

## ANNEXE F. PROJECTIONS EN BOUCLE FERMÉE

La présente annexe complète la section 6 du texte principal et présente les résultats des projections en boucle fermée des PG.

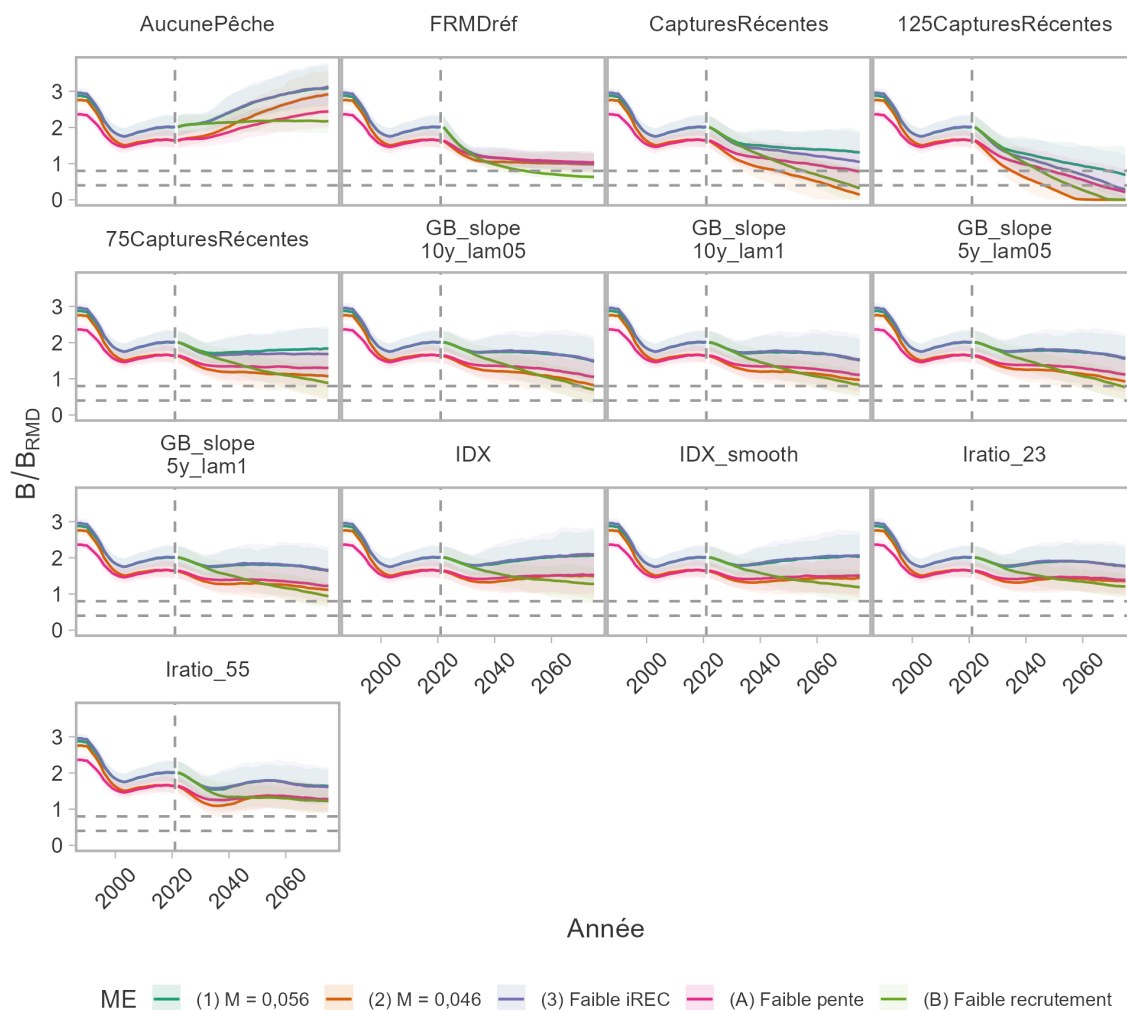


Figure F.1. Valeurs projetées de  $B/B_{RMD}$  à partir de l'application des PG sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle par modèle opérationnel (couleurs) et les régions ombrées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. Les lignes grises horizontales dans chaque panneau indiquent 0,4 et 0,8  $B_{RMD}$ . La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).

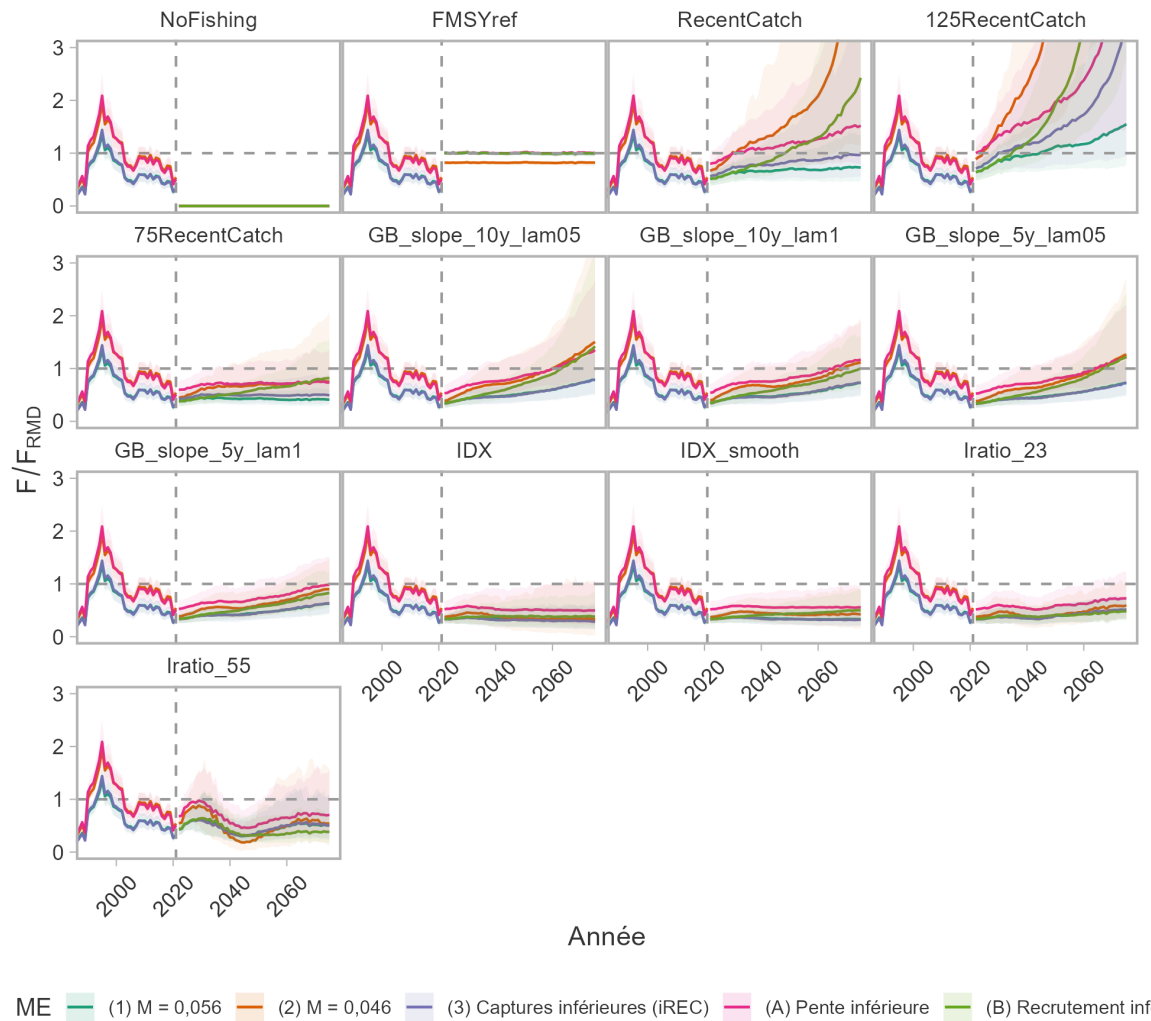


Figure F.2. Valeurs projetées de  $F/F_{RMD}$  à partir de l'application des PG sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle par modèle opérationnel (couleurs) et les régions ombrées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. Les lignes grises horizontales à l'intérieur de chaque panneau indiquent  $F/F_{RMD} = 1$ . La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).

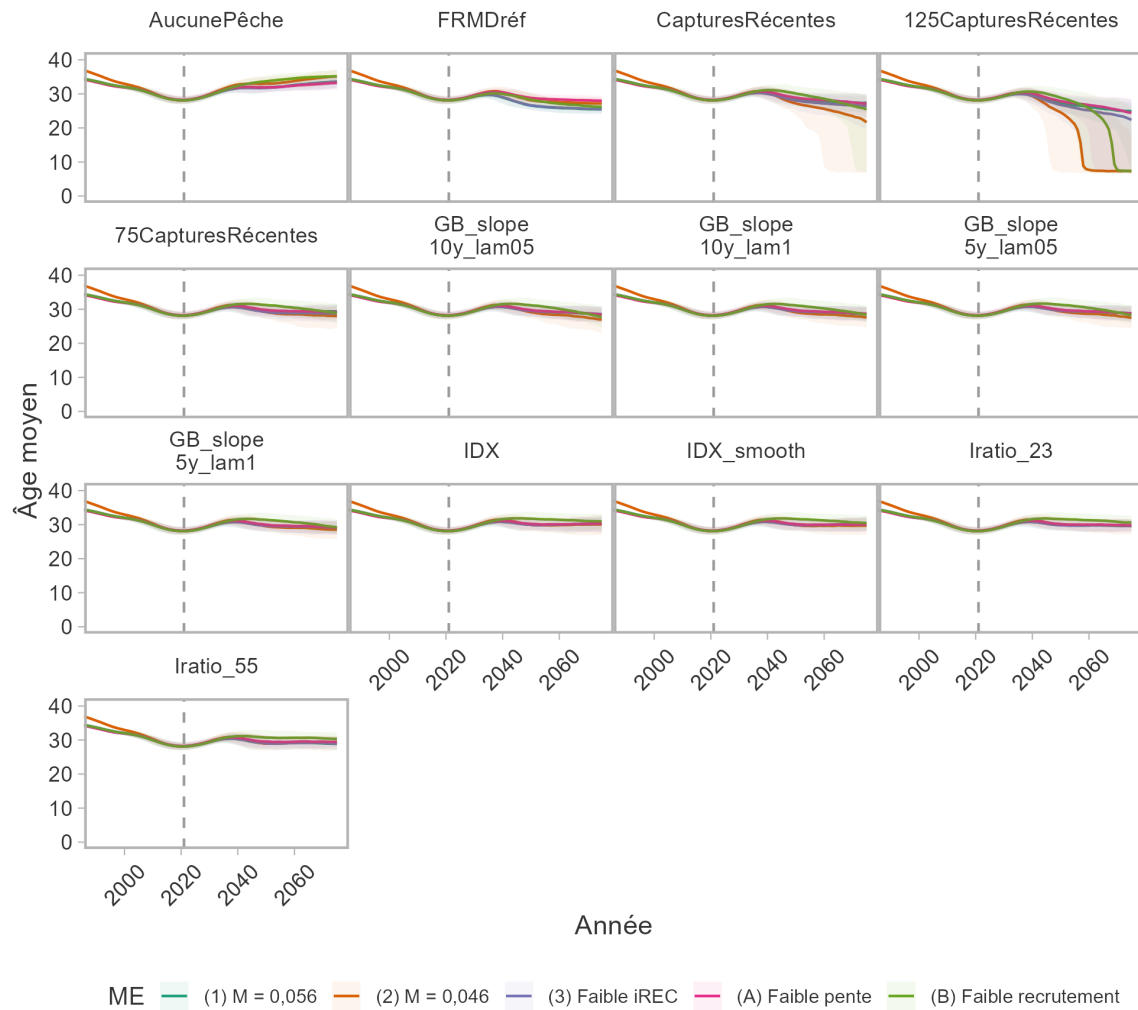


Figure F.3. Âge moyen historique et projeté prévu à partir de l'indice du RPFD avec l'application des PG sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle par modèle opérationnel (couleurs) et les régions ombrées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).

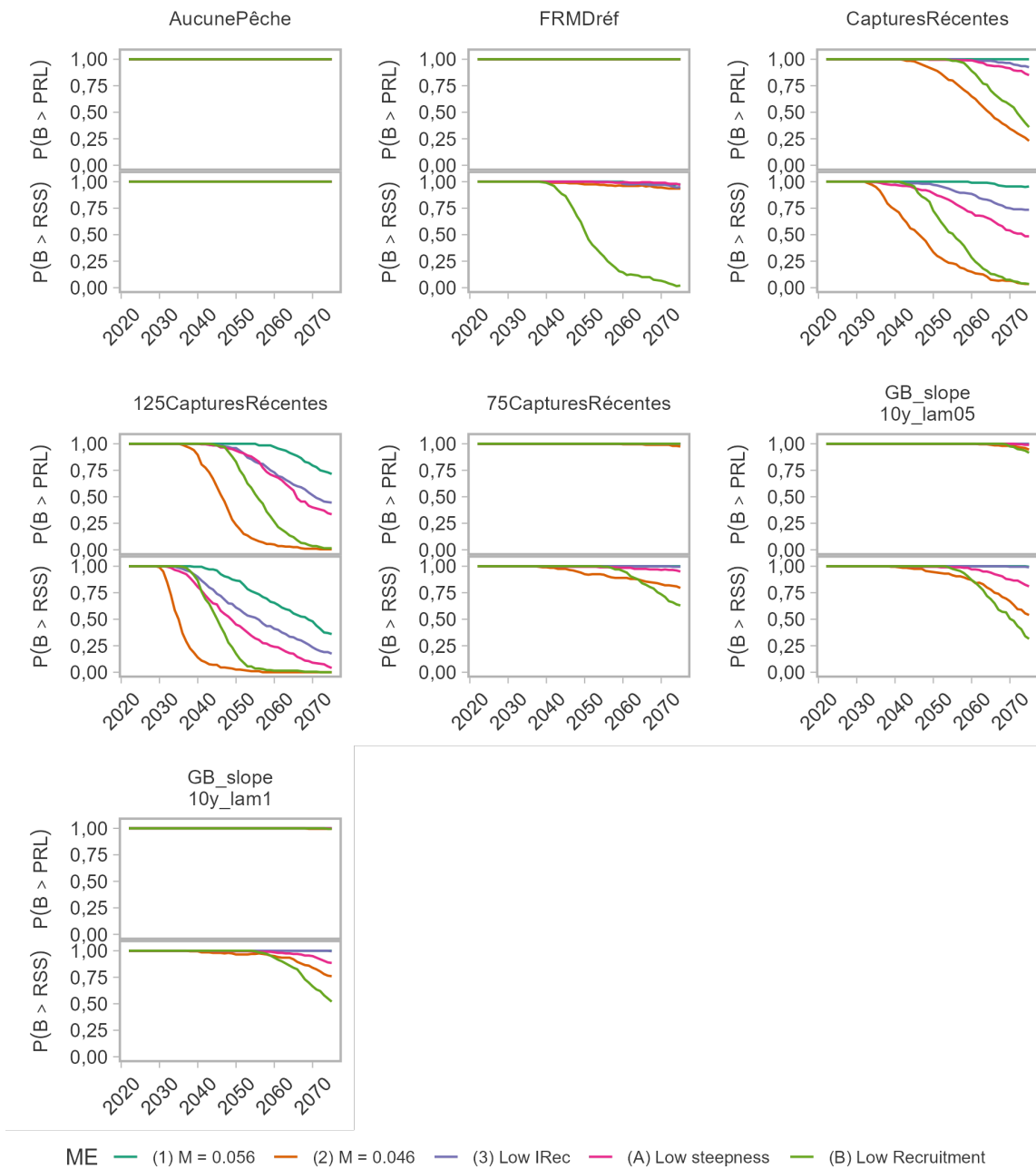


Figure F.4. Probabilités annuelles que le stock soit supérieur à 0,4 et 0,8  $B/B_{RMD}$  avec l'application des PG (ensemble 1 de 2 figures) sur deux générations.

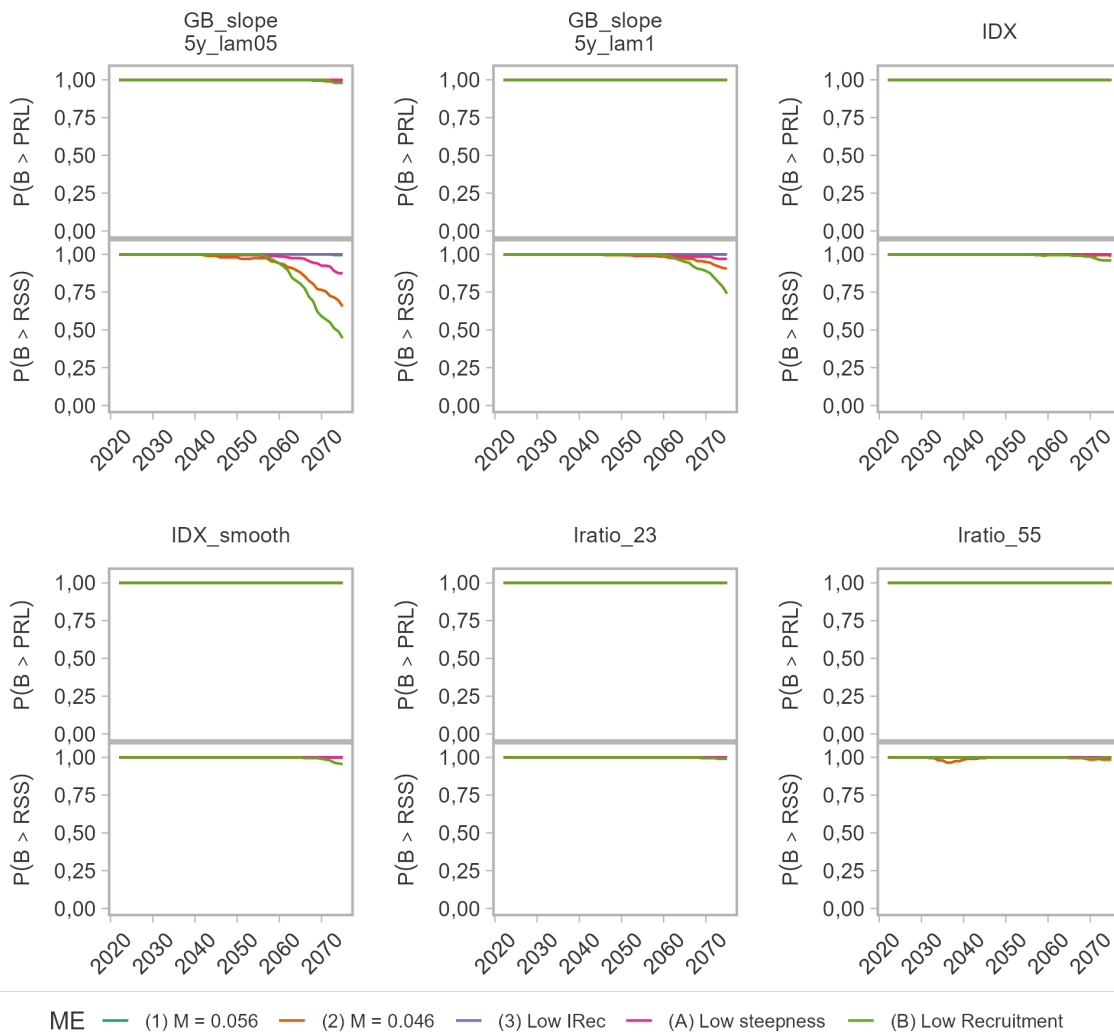


Figure F.5. Probabilités annuelles que le stock soit supérieur à 0,4 et 0,8  $B/B_{RMD}$  avec l'application des PG (ensemble 2 de 2 figures) sur deux générations.

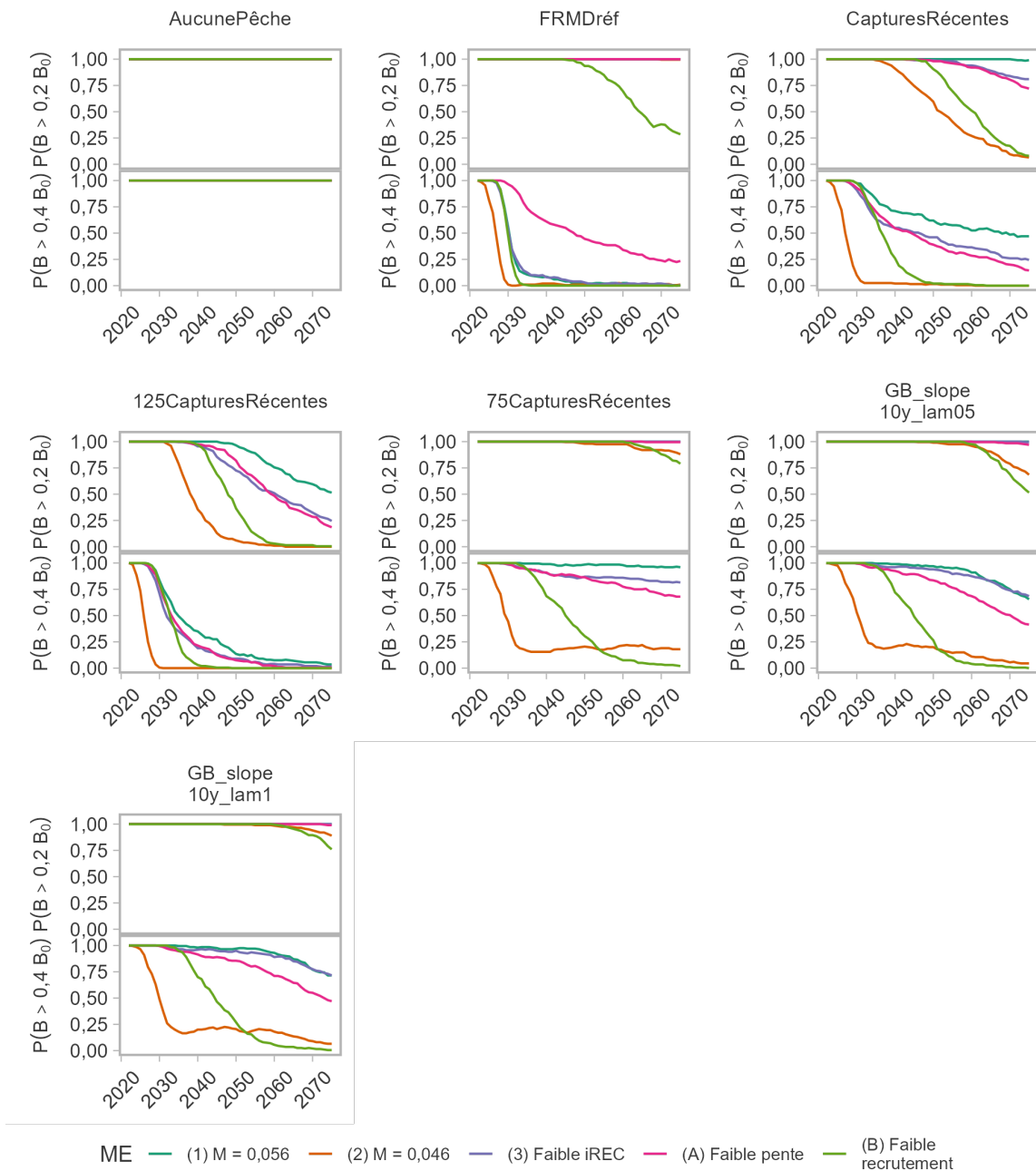


Figure F.6. Probabilités annuelles que le stock soit supérieur à  $0,2$  et  $0,4 B/B_0$  avec l'application des PG (ensemble 1 de 2 figures) sur deux générations.

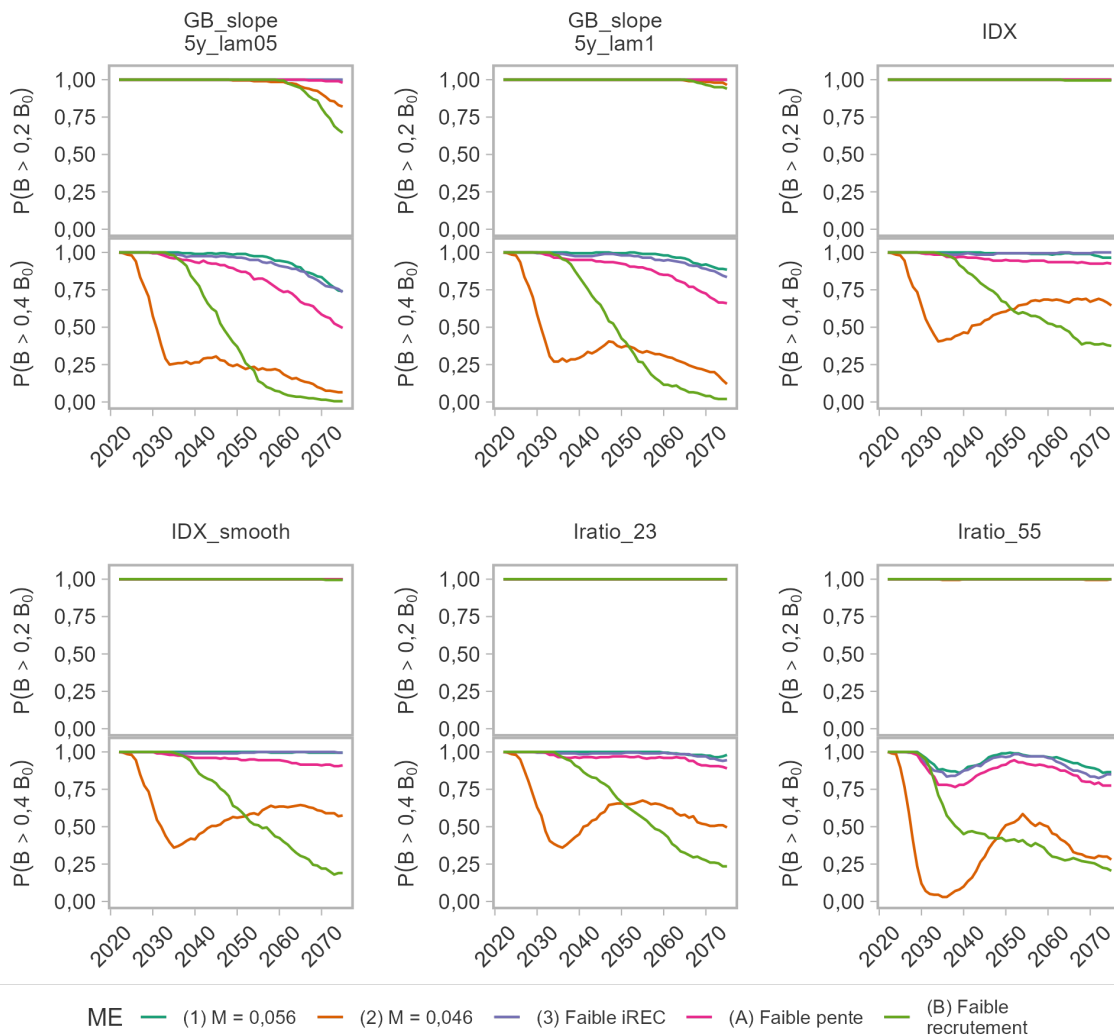


Figure F.7. Probabilités annuelles que le stock soit supérieur à 0,2 et 0,4  $B/B_0$  avec l'application des PG (ensemble 2 de 2 figures) sur deux générations.



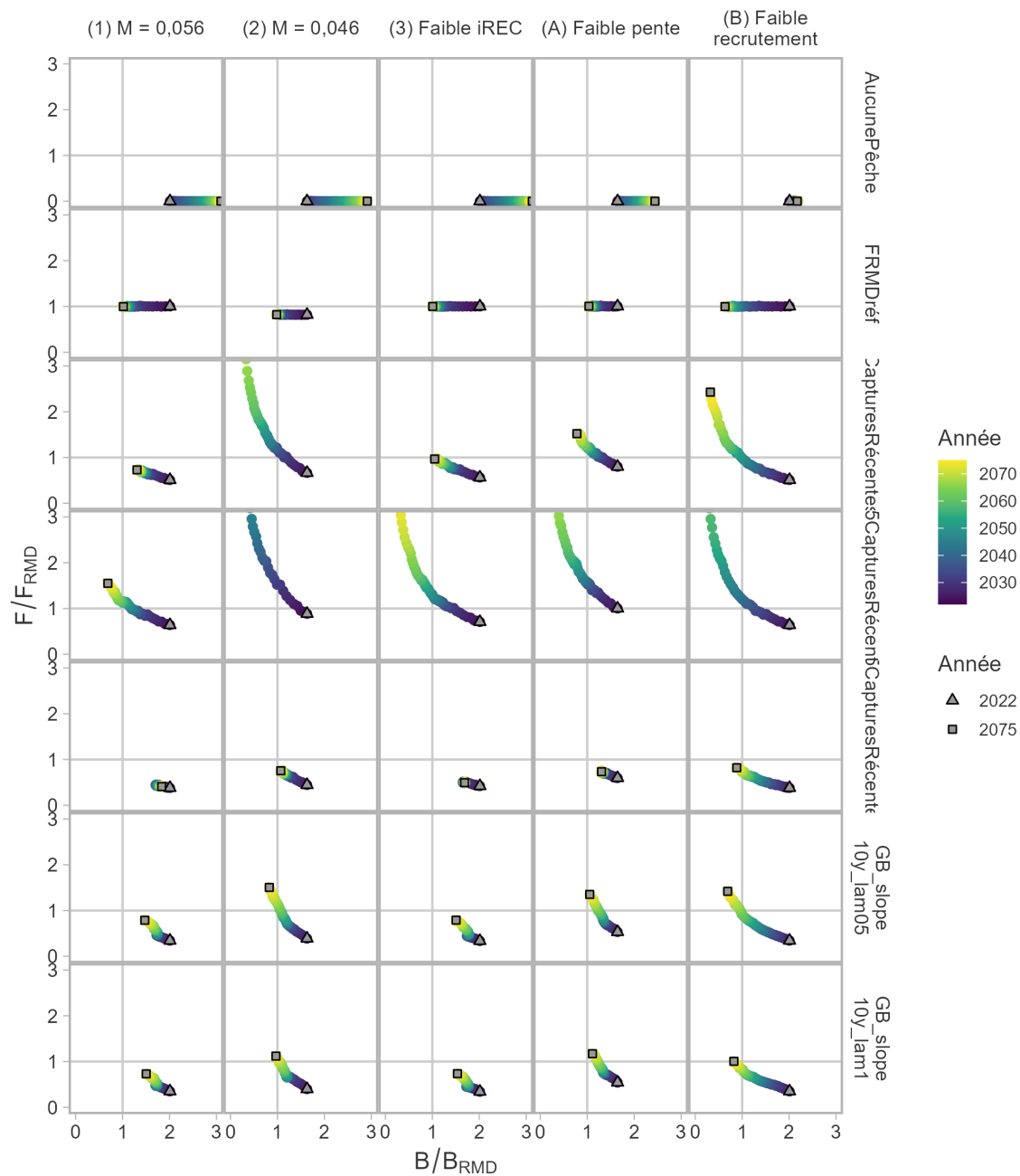


Figure F.8. Diagramme de phase de Kobe de la médiane de  $F/F_{RMD}$  et de  $B/B_{RMD}$  avec l'application des PG (ensemble 1 de 2 figures) sur deux générations. Les lignes de couleur indiquent l'année de la projection, et les formes dénotent les années de début et de fin de la projection.

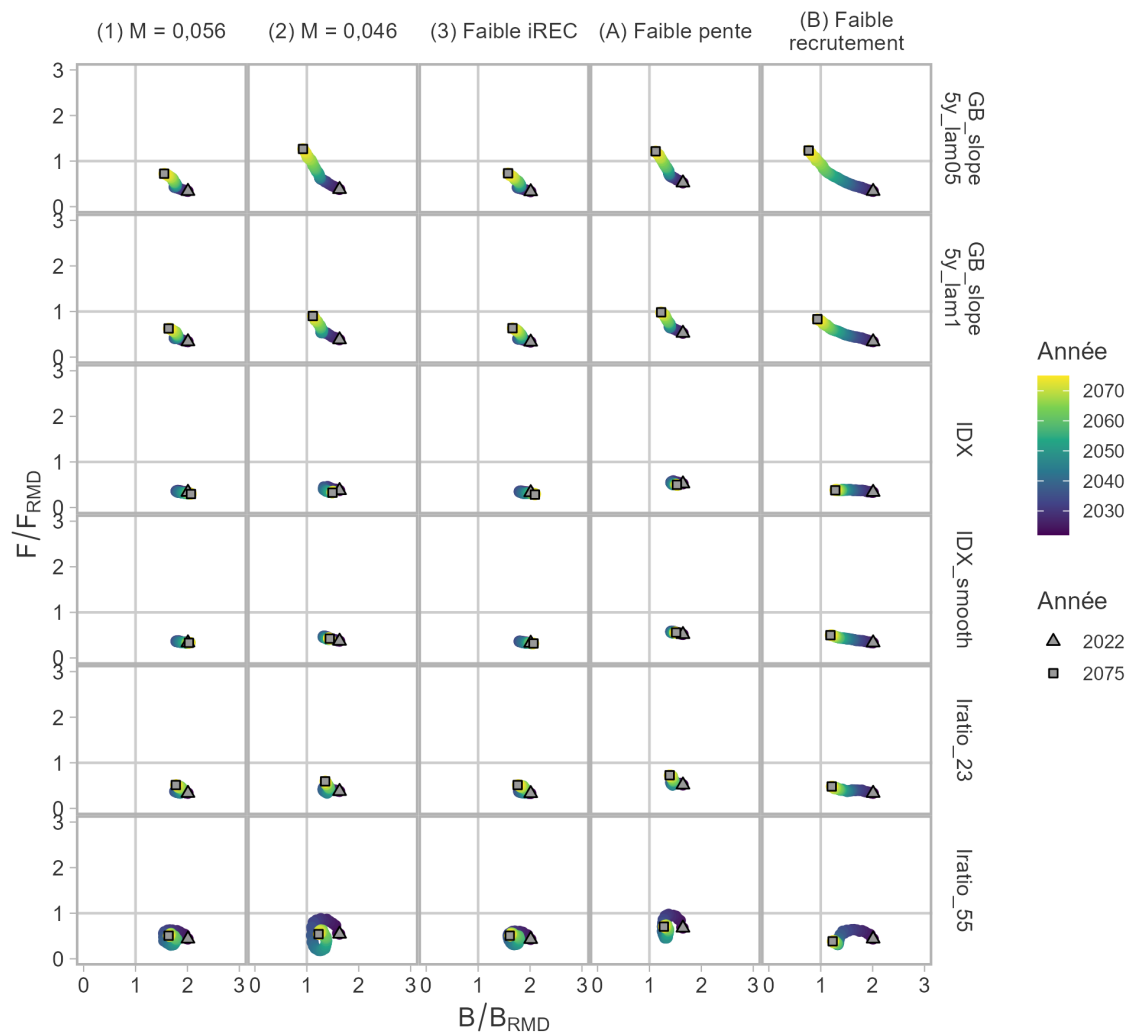


Figure F.9. Diagramme de phase de Kobe de la médiane de  $F/F_{RMD}$  et de  $B/B_{RMD}$  avec l'application des PG (ensemble 2 de 2 figures) sur deux générations. Les lignes de couleur indiquent l'année de la projection, et les formes dénotent les années de début et de fin de la projection.

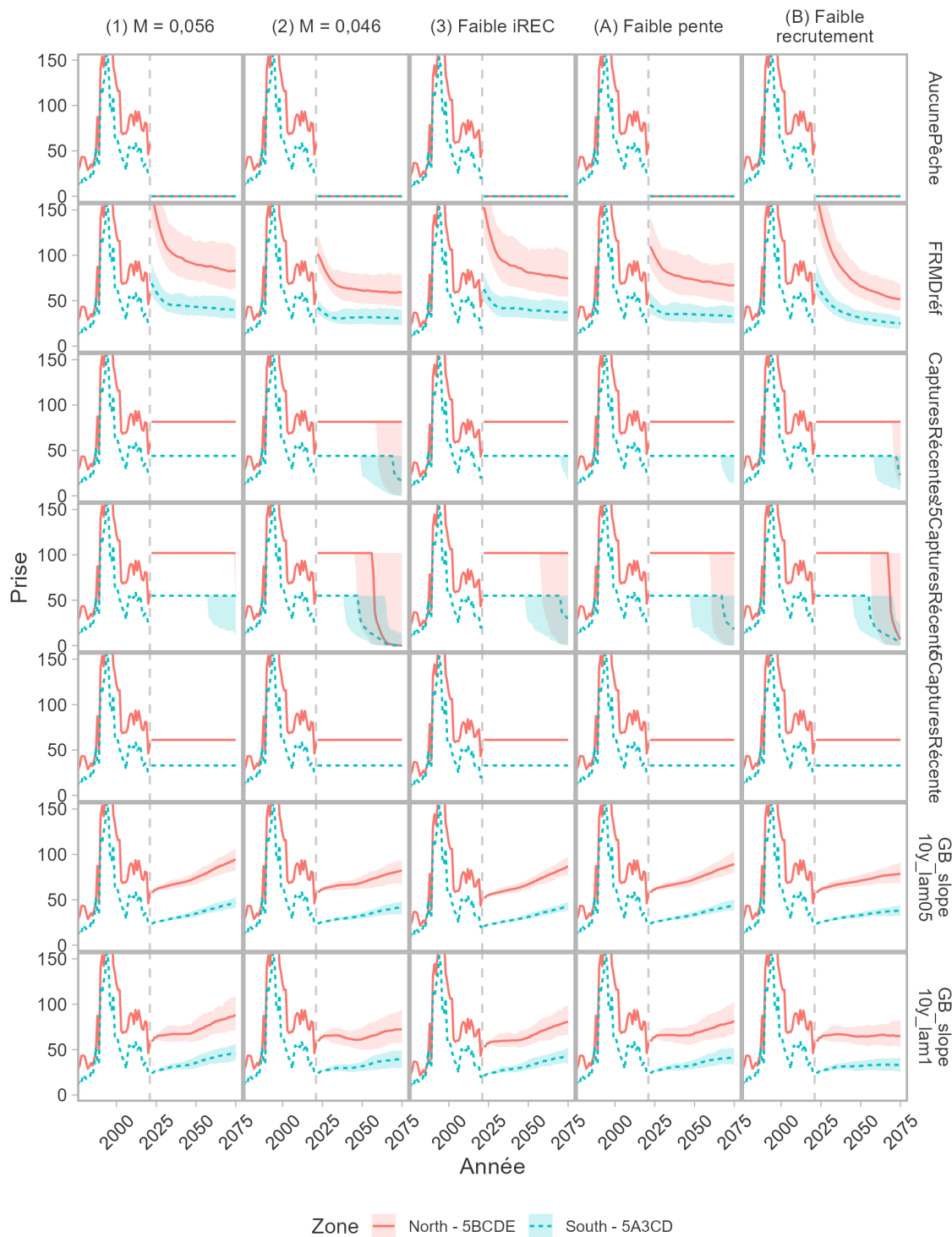


Figure F.10. Prises projetées (tous les prélèvements) par zone avec l'application des PG (ensemble 1 de 2 figures) sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle et les lignes pointillées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).

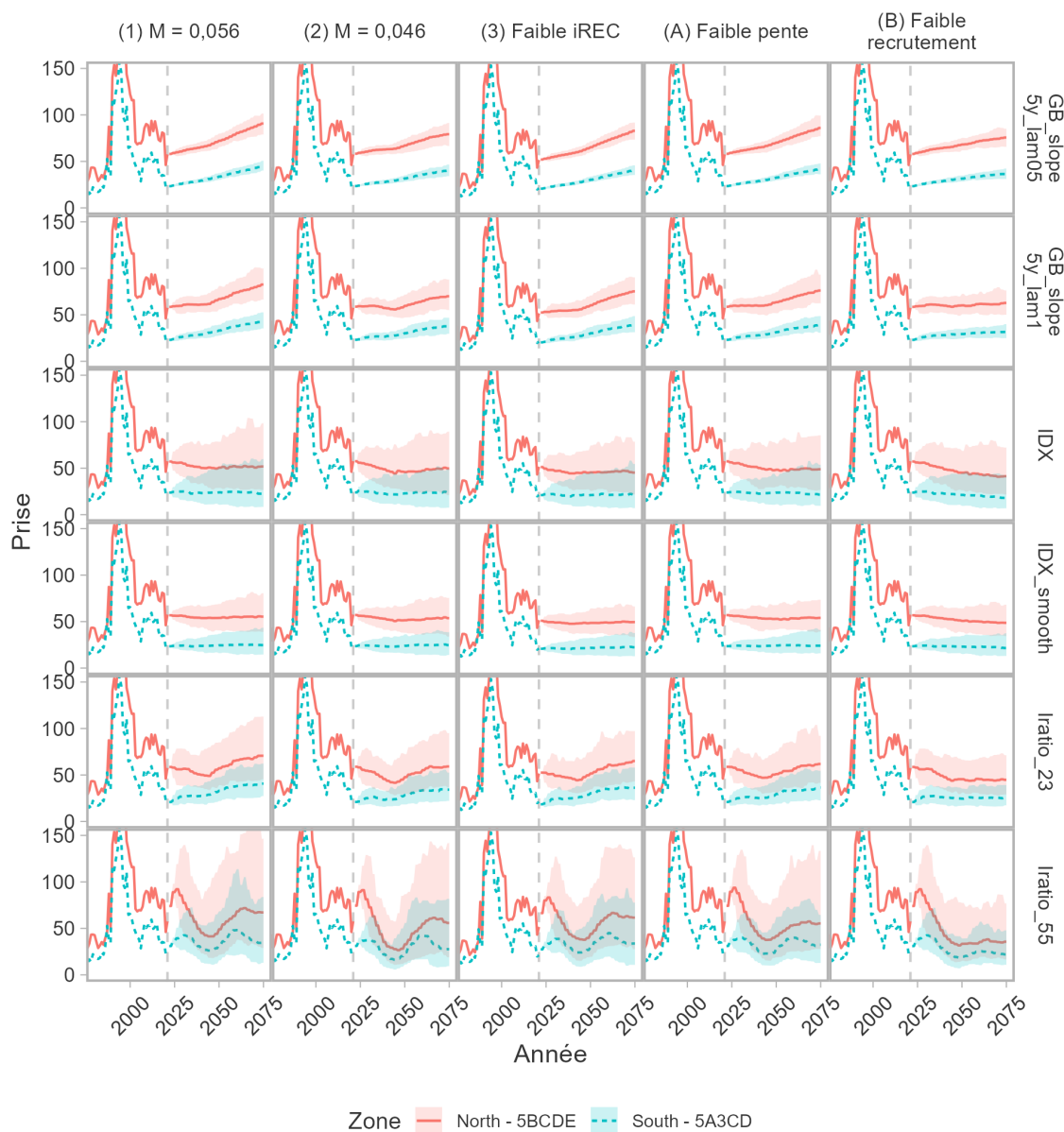


Figure F.11. Prises projetées (tous les prélèvements) par zone avec l'application des PG (ensemble 2 de 2 figures) sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle et les lignes pointillées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).

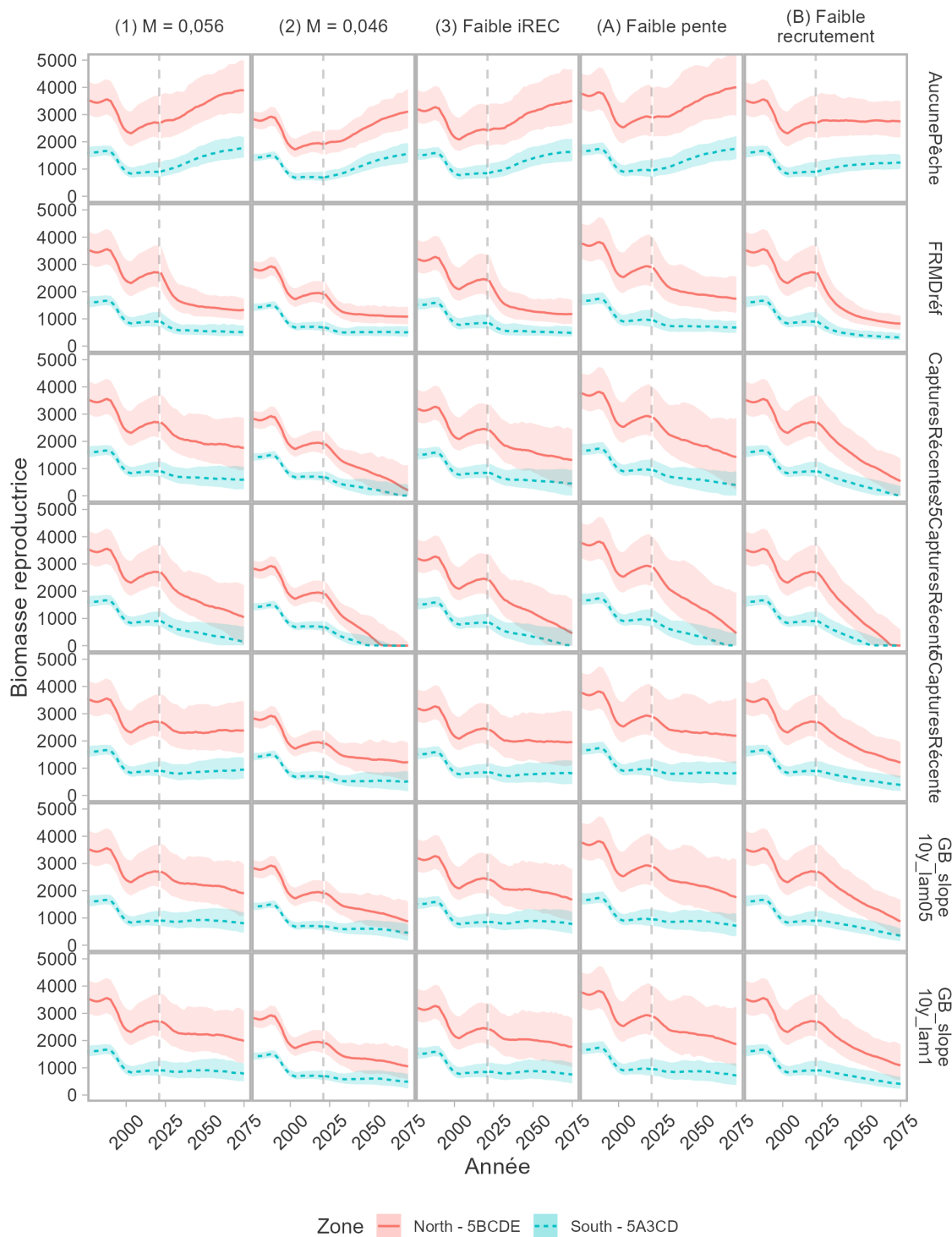


Figure F.12. Biomasse reproductrice projetée par zone avec l'application des PG (ensemble 1 de 2 figures) sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle et les lignes pointillées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).

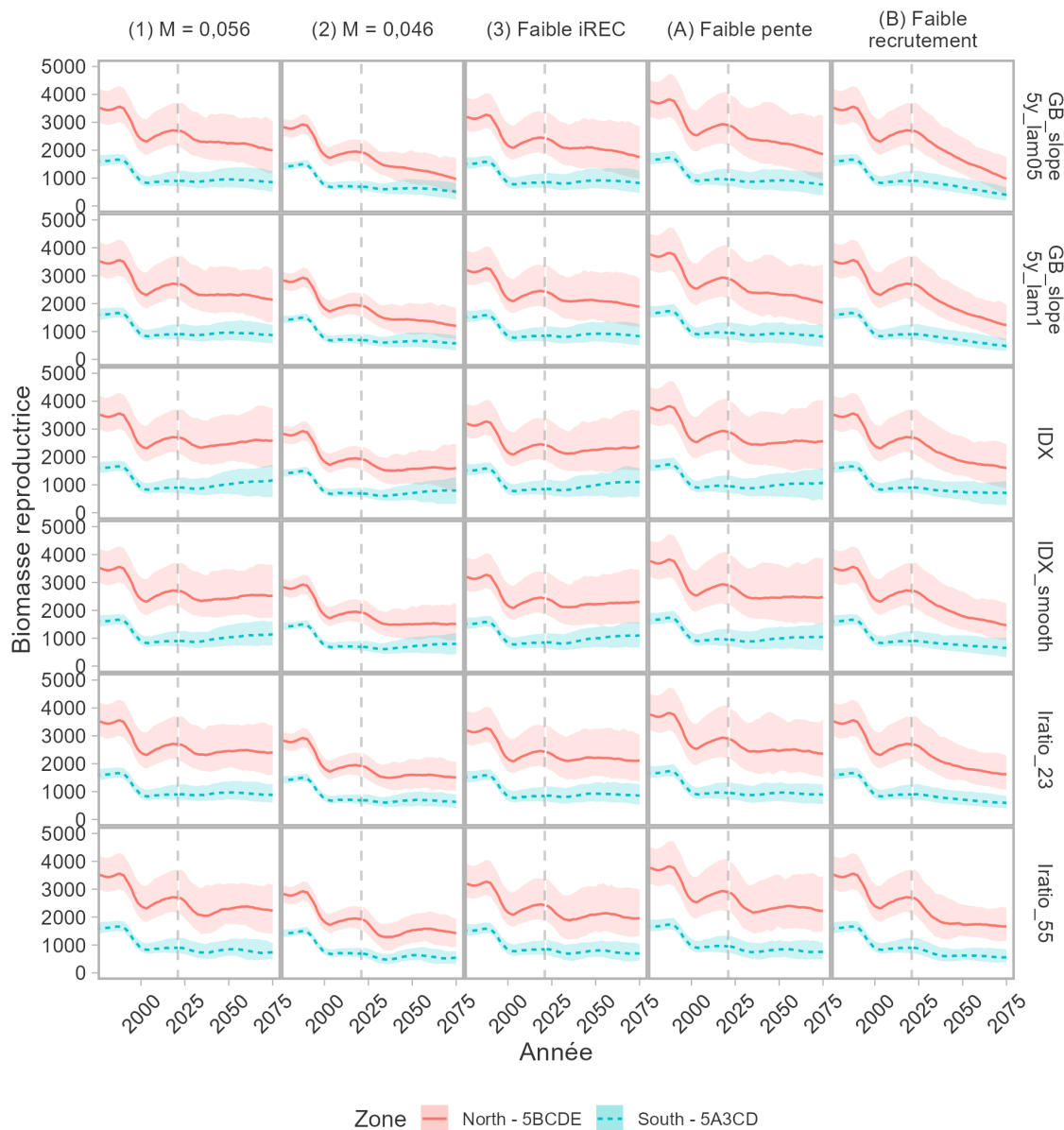


Figure F.13. Biomasse reproductrice projetée par zone avec l'application des PG (ensemble 2 de 2 figures) sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle et les lignes pointillées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).

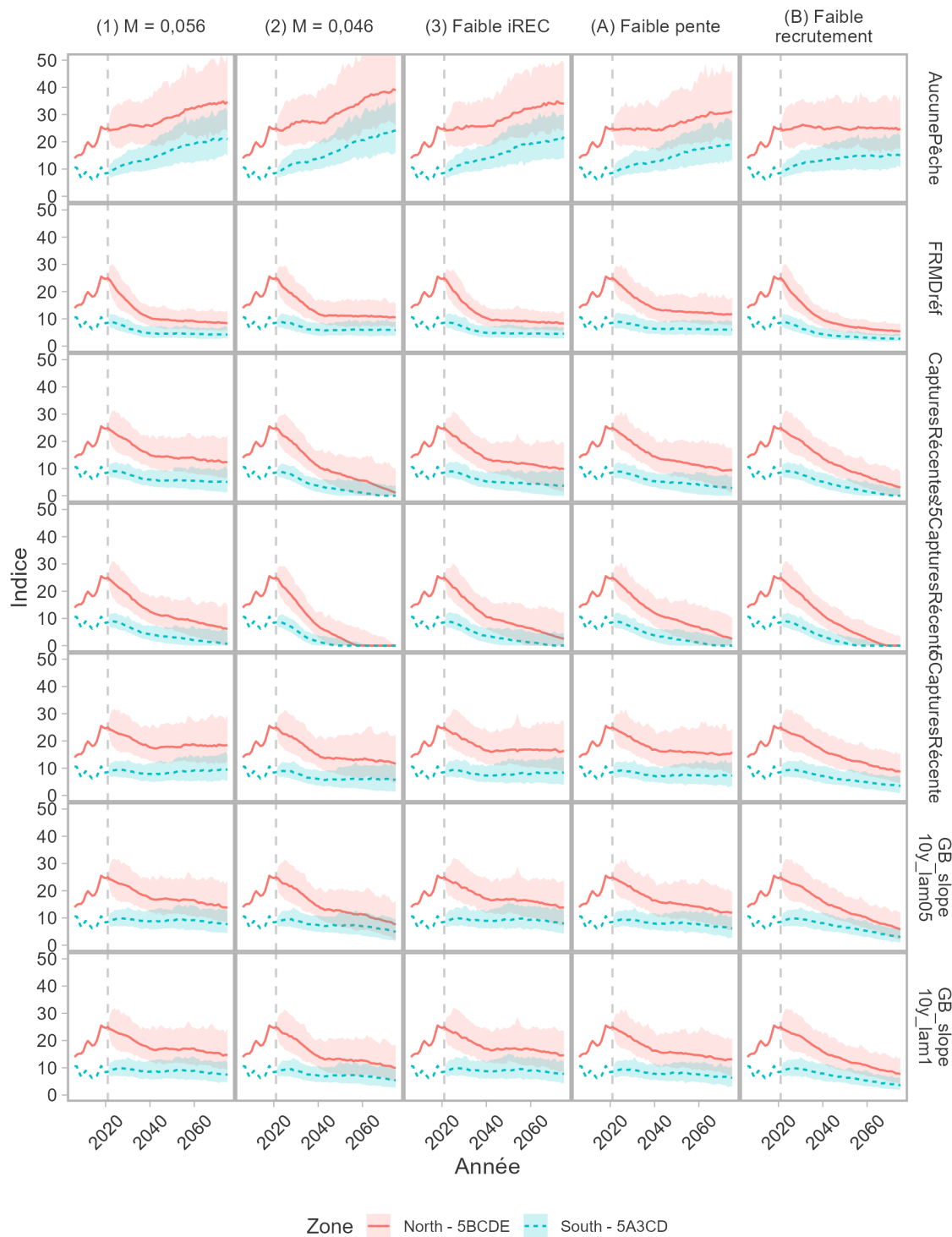


Figure F.14. Indice du RPF projeté par zone avec l'application des PG (ensemble 1 de 2 figures) sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle et les lignes pointillées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).

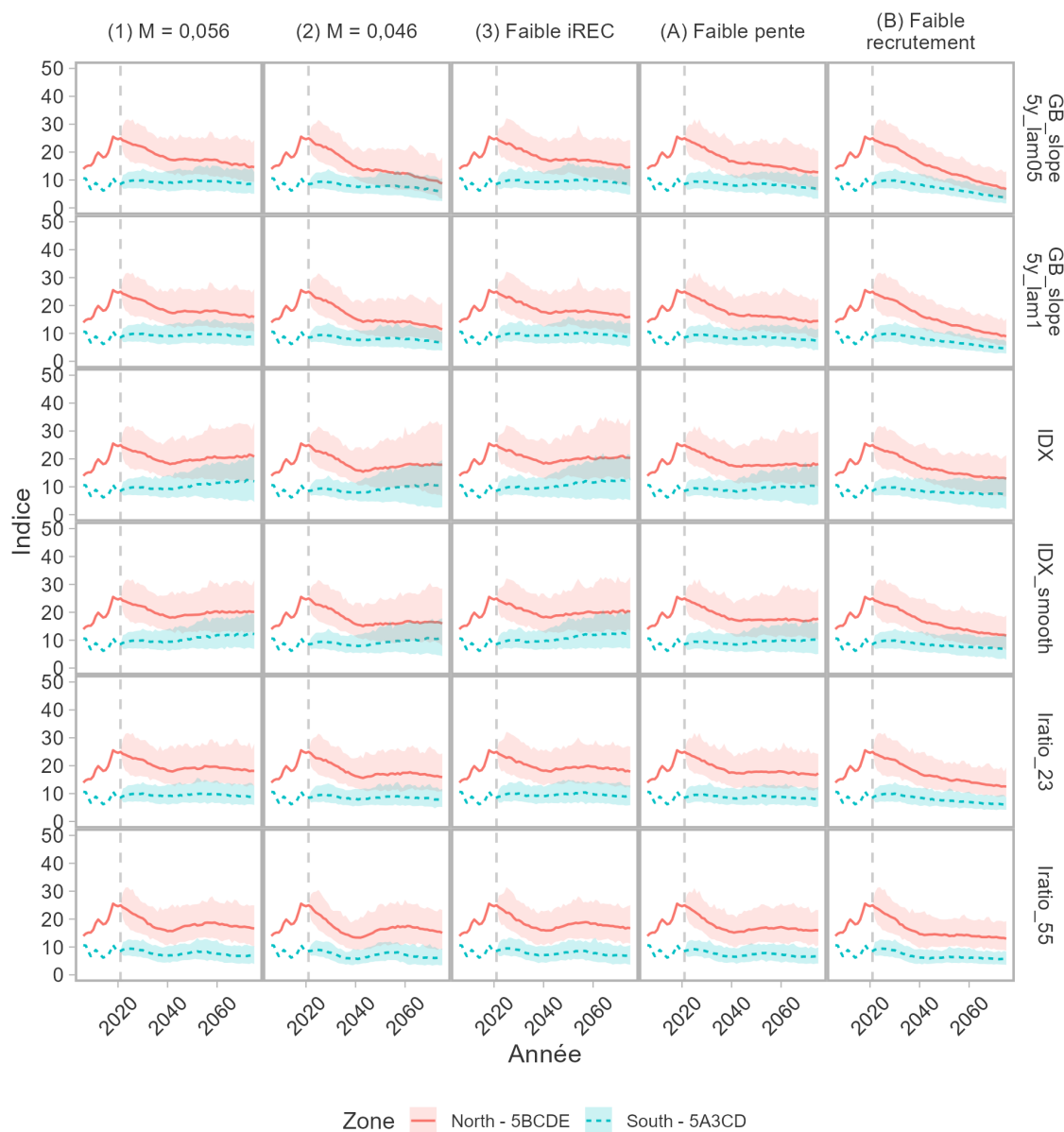


Figure F.15. Indice du RPFD projeté par zone avec l'application des PG (ensemble 2 de 2 figures) sur deux générations. Les lignes pleines représentent la valeur médiane annuelle et les lignes pointillées indiquent l'intervalle de couverture à 95 % pour 200 simulations. La fin de la période historique est 2021 (ligne grise verticale).



---

## ANNEXE G. ANALYSE DE LA COURBE DES PRISES

L'analyse de la courbe des prises a été fréquemment utilisée pour estimer la mortalité totale ( $Z$ ) à partir de données structurées selon l'âge. L'abondance diminue avec l'âge en raison de la mortalité, et la pente d'une ligne de régression basée sur les nombres avec transformation logarithmique par rapport à l'âge fournit une estimation de  $Z$  (Ricker 1975). Des taux de mortalité plus élevés sont déduits à partir de déclin plus marqués de la composition selon l'âge, c'est-à-dire une structure selon l'âge tronquée.

L'application de la courbe des prises nécessite de filtrer les jeunes classes d'âge sur le membre ascendant de la structure selon l'âge, car elles ne sont pas entièrement sélectionnées et ne fournissent pas d'information sur la mortalité. Les classes d'âge avec des observations nulles ne sont pas incluses dans la régression, car le logarithme naturel de zéro n'est pas défini. Les classes d'âge supérieures (du côté droit de la composition selon l'âge) peuvent également être exclues en raison des nombres faibles et nuls qui peuvent avoir une influence sur la pente de la ligne de régression. En suivant les recommandations de Smith *et al.* (2012), l'âge modal était le premier âge inclus dans la régression, aucune troncature à droite n'a été utilisée et une régression pondérée a été utilisée pour estimer la mortalité. Après un ajustement initial (sans pondérations), les abondances logarithmiques selon l'âge prévues ont été utilisées comme pondération pour les classes d'âge correspondantes dans l'ajustement ultérieur. Bien que Smith *et al.* (2012) se soient dits préoccupés par sa nature ponctuelle, la pondération itérative semblait stabiliser les estimations de  $Z$ , qui étaient robustes quelle que soit la méthode utilisée pour la troncature à droite.

Les estimations de  $Z$  à partir de la régression de la courbe des prises des échantillons d'âge de 2006 à 2020 du RPFD dans les eaux extérieures sont présentées aux figures G.1 et G.2. Des estimations plus élevées de 0,08 à 0,10 ont été observées entre 2006 et 2010. Depuis 2010, les estimations de la mortalité sont plus faibles, avec des valeurs de  $Z$  entre 0,05 et 0,07 et sans tendance particulière.

La forme de la répartition selon l'âge change entre les deux périodes, ce qui a une incidence sur les classes d'âge incluses dans la courbe des prises. Le mode de répartition par âge entre 2006 et 2010 est d'environ 30 ans, tandis que le mode après 2010 est de 20 ans. Il n'est pas clair pourquoi le mode change après 2010, mais il peut s'agir de changements indicatifs dans l'abondance des classes d'âge de 15 à 30 ans en raison de la mortalité élevée par pêche de ces cohortes au cours des années précédentes ou en raison de changements dans la force du recrutement.

D'après le relevé de la CIFP, les estimations de  $Z$  de 2003 et 2004 sont plus faibles, c'est-à-dire autour de 0,02 à 0,04 ; elles sont suivies d'estimations plus élevées entre 0,05 et 0,07 depuis lors (figures G.3 et G.4).

Les courbes de prise supposent des conditions d'équilibre avec une mortalité et un recrutement constants au fil du temps. La prudence est de mise lorsque l'on utilise des courbes de prise dans un système dynamique et que l'on interprète les taux de mortalité actuels. Ces estimations de la mortalité étaient fondées sur des échantillons biologiques âgés de 20 à 70 ans et plus et divers changements dans l'effort des pêches du sébaste à dos épineux des eaux extérieures se sont produits. Comme pour toute méthode qui présuppose des conditions d'équilibre, les courbes des prises sont instructives concernant les taux de mortalité historiques plutôt que sur les conditions au moment où les échantillons ont été prélevés (Hilborn et Walters 1992).

Les violations des conditions d'équilibre peuvent donner lieu à des conclusions fallacieuses. Par exemple, une grande cohorte jeune peut entraîner une surestimation de la mortalité parce que la cohorte accentue la ligne de régression. Cependant, aucune grande cohorte n'était immédiatement apparente dans les données sur l'âge du sébaste à dos épineux des eaux extérieures.

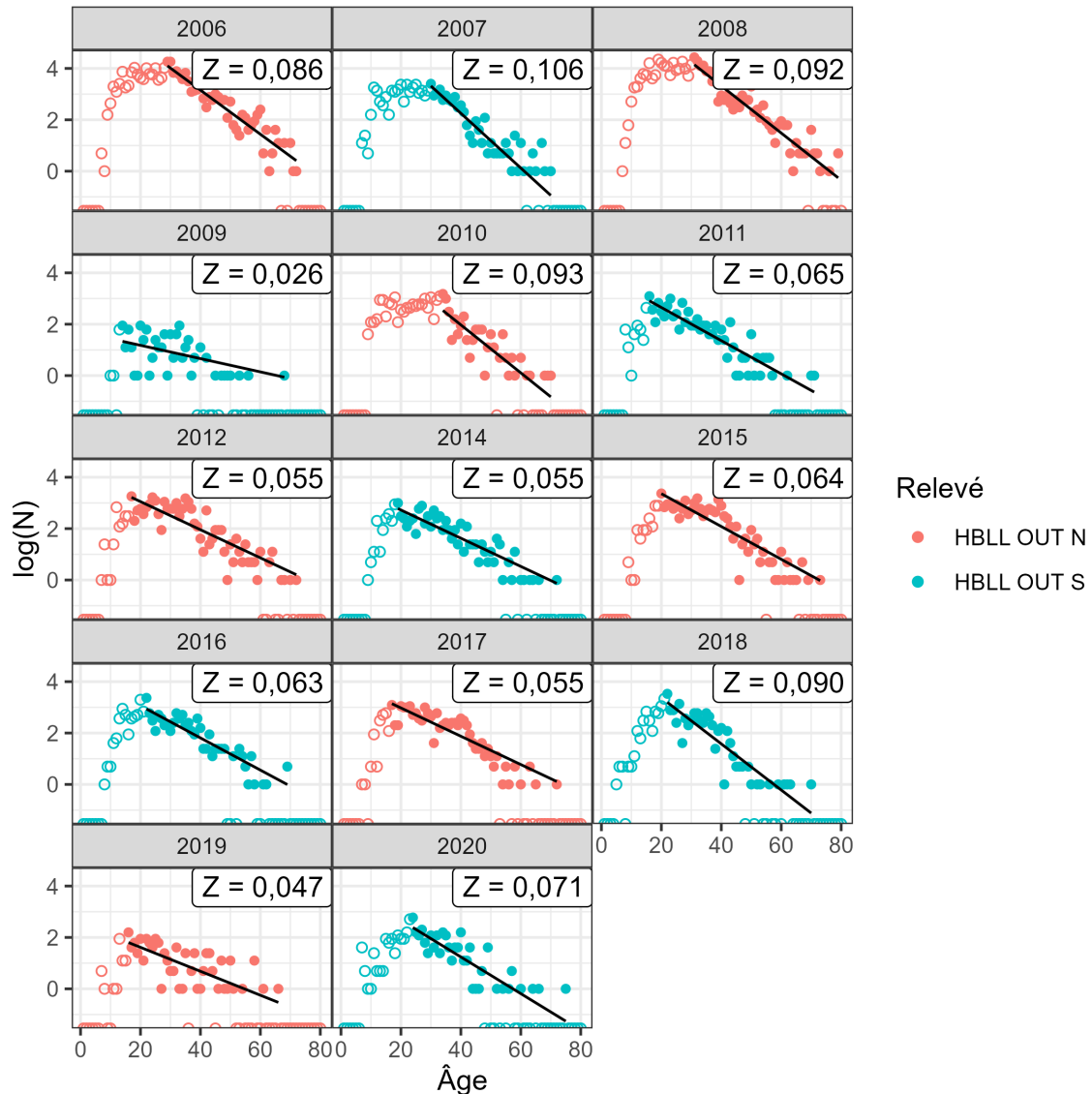


Figure G.1. Estimations de la mortalité totale ( $Z$ ) à l'aide d'une analyse de la courbe des prises avec les échantillons d'âge provenant du RPFD des eaux extérieures, où  $N$  est le nombre selon l'âge. Les cercles remplis et vides indiquent les points de données inclus et exclus, respectivement, dans la régression de la courbe des prises. Les lignes montrent les nombres selon l'âge prévus à partir de la courbe des prises avec une hypothèse d'équilibre. L'ampleur de la pente de la ligne fournit l'estimation de  $Z$ .

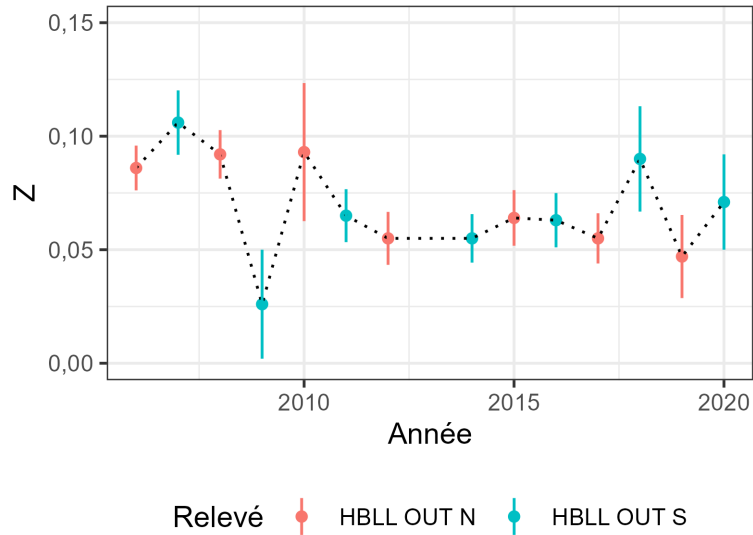


Figure G.2. Mortalité totale ( $Z$ ) au fil du temps à partir des courbes des prises des échantillons d'âge du RPFD des eaux extérieures. Les lignes verticales couvrent l'intervalle de confiance à 95 % à l'aide de l'erreur-type de la pente estimée dans la régression de la courbe des prises..

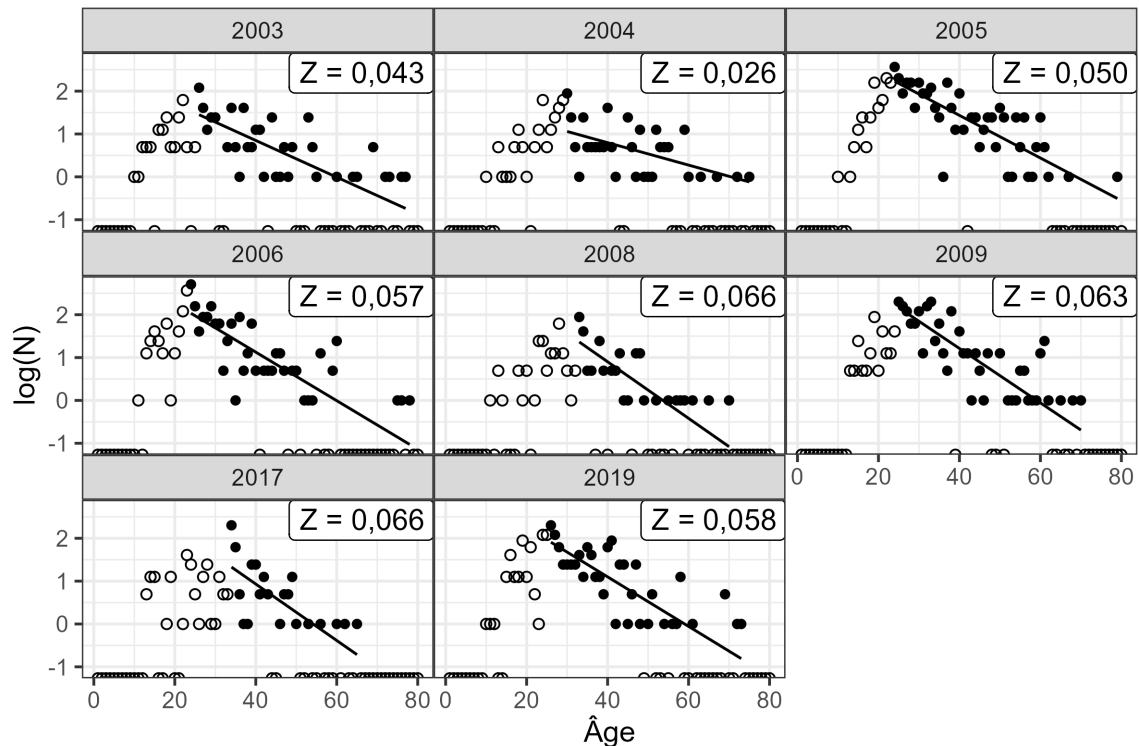
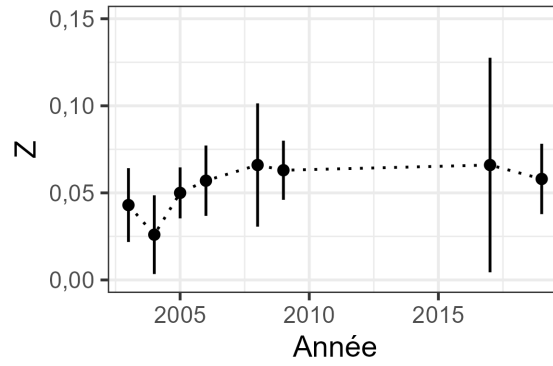


Figure G.3. Estimations de la mortalité totale ( $Z$ ) en utilisant l'analyse de la courbe des prises avec les échantillons d'âge du relevé de la CIFP, où  $N$  est le nombre selon l'âge. Les cercles remplis et vides indiquent les points de données inclus et exclus, respectivement, dans la régression de la courbe des prises. Les lignes montrent les nombres selon l'âge prévus à partir de la courbe des prises avec une hypothèse d'équilibre. L'ampleur de la pente de la ligne fournit l'estimation de  $Z$ .



*Figure G.4. Mortalité totale (Z) dans le temps à partir des courbes des prises des échantillons d'âge du relevé de la CIFP. Les lignes verticales couvrent l'intervalle de confiance à 95 % à l'aide de l'erreur-type de la pente estimée dans la régression de la courbe des prises.*

## ANNEXE H. CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU COSEPAC

Le stock de sébaste à dos épineux a été désigné comme étant une « espèce menacée » en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) (COSEPAC 2009) et devrait être réévalué par le COSEPAC. Le COSEPAC et le MPO ont des critères différents pour évaluer l'état des stocks de poissons marins. Le MPO met l'accent sur la situation actuelle par rapport à un état ou à un seuil de référence, tandis que les critères du COSEPAC (fondés sur les catégories de la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature) sont axés sur la probabilité d'un déclin au cours des générations passées et sur la probabilité d'un déclin continu à l'avenir (COSEPAC 2015). Le COSEPAC applique un ensemble de critères et de lignes directrices d'évaluation quantitative pour élaborer et attribuer un statut au stock en question. Pour éclairer la réévaluation du sébaste à dos épineux, nous présentons les résultats de deux des critères d'évaluation quantitative du COSEPAC qui pourraient s'appliquer à ce stock, la mesure A.

### H.1. MESURE A DU COSEPAC

La mesure A du COSEPAC mesure la probabilité que le stock ait diminué de 70 %, de 50 % et de 30 % après trois générations, alors qu'une génération de sébaste à dos épineux des eaux extérieures est définie comme couvrant 27 ans (annexe A.3). Ces seuils de probabilité sont utilisés pour attribuer les désignations de statut « en voie de disparition », « menacée » et « préoccupante », respectivement, bien que d'autres facteurs, comme la cause du déclin, soient également pris en compte (COSEPAC 2015).

Afin d'éclairer la réévaluation par le COSEPAC du sébaste à dos épineux des eaux extérieures, nous présentons les données suivantes pour chaque MO (figure H.1) :

1. P70 – Probabilité qu'en moyenne, la biomasse du stock reproducteur ( $B$ ) en 2021 soit tombée en dessous de 70 % de  $B_{1941}$  sur trois générations, où la durée d'une génération est de 24 ans et la probabilité est calculée comme suit :  $P[1 - B_{2021}/B_{1941} > 0.7]$ .
2. P50 – Probabilité qu'en moyenne, le stock soit tombé en dessous de 50 % de  $B_{1941}$  sur trois générations.
3. P30 – Probabilité qu'en moyenne, le stock soit tombé en dessous de 30 % de  $B_{1941}$  sur trois générations.

	P70	P50	P30
(1) $M = 0,056$	<0.01	0.01	0.99
(2) $M = 0,046$	<0.01	0.62	>0.99
(3) Faible iREC	<0.01	<0.01	0.98
(A) Faible pente	<0.01	0.01	0.98

Figure H.1. Résultats pour la mesure A du COSEPAC, la probabilité que la biomasse du stock reproducteur en 2021 soit inférieure à 70 %, à 50 % et à 30 % de  $B_{1941}$  (sur trois générations) pour chaque scénario du modèle d'exploitation. Une génération est définie comme étant de 27 ans.

---

## ANNEXE I. TECHNICAL WORKING GROUP MEMBERS

---

Nom	Organisme d'appartenance
Sean Anderson	MPO Sciences
Jordan Belveal	Pêcheur commercial
Alejandro Frid	Scientifique indépendant
Angus Grout	Pêcheur commercial
Rowan Haigh	MPO Sciences
Allen Kronlund	Interface Fisheries
Jim Lane	Conseil tribal des Nuu-chah-nulth
Christine Macinnis	MPO – Gestion des pêches
Chris Sporer	Pacific Halibut Management Association (Colombie-Britannique)
Robert Tadey	MPO – Gestion des pêches
Kyle Wilson	Central Coast Indigenous Resource Alliance

---

---

## ANNEXE J. ENVIRONNEMENT INFORMATIQUE

Cette version du document a été générée le 2024-10-30 19 :23 :42.337337 avec R version 4.4.1 (2024-06-14 ucrt) (R Core Team 2023) et les versions du progiciel R :

Package	Version	Date
bookdown	0.40	2024-07-02
cowplot	1.1.3	2024-01-22
csasdown	0.1.7	2024-10-31
DLMtool	6.0.6	2022-06-20
dplyr	1.1.4	2023-11-17
gfdata	0.1.3	2024-09-16
gfplot	0.2.1	2024-08-09
ggmse	0.0.2.9000	2024-09-16
ggplot2	3.5.1	2024-04-23
knitr	1.48	2024-07-07
MSEtool	3.7.2	2024-09-23
purrr	1.0.2	2023-08-10
rmarkdown	2.27	2024-05-17
tidyr	1.3.1	2024-01-24
TMB	1.9.14	2024-07-03

Le présent document a été élaboré à l'aide du progiciel R csasdown (Anderson *et al.* 2022a).