



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)**

---

**Document de recherche 2021/066**

**Région du Québec**

### **Évaluation des stratégies de gestion des sébastes des unités 1 et 2**

Murdoch K. McAllister<sup>1</sup>, Daniel E. Duplisea<sup>2</sup>, Roberto Licandeo<sup>1</sup>, Julie R. Marentette<sup>3</sup>, et  
Caroline Senay<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institute for the Oceans and Fisheries  
Université de la Colombie-Britannique  
Vancouver (Colombie-Britannique) V6T 1Z4

<sup>2</sup> Pêches et Océans Canada  
850, route de la Mer  
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

<sup>3</sup> Pêches et Océans Canada  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0E6

---

## 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 de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021  
ISSN 2292-4272  
ISBN 978-0-660-40561-2 N° cat. Fs70-5/2021-066F-PDF

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

McAllister, M.K., Duplisea, D.E., Licandeo, R., Marentette, J.R., et Senay, C. 2021. Évaluation des stratégies de gestion des sébastes des unités 1 et 2. Secr. can. de consul. sci. du MPO Avis. sci. 2021/066. vii + 171 p.

### ***Also available in English :***

*McAllister, M.K., Duplisea, D.E., Licandeo, R., Marentette, J.R., and Senay, C. 2021. Units 1 and 2 Redfish Management Strategy Evaluation. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/066. vi + 152 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	VI
INTRODUCTION .....	1
CONTEXTE.....	1
Aperçu de la pêche (et complément d'information à l'annexe A).....	1
Aperçu des stocks.....	2
COSEPAC et évaluation du potentiel de rétablissement .....	4
ÉVALUATION DES STRATÉGIES DE GESTION .....	4
Justification .....	5
SOURCES DE DONNÉES .....	9
DONNÉES DE BASE .....	9
Données indépendantes de la pêche.....	10
Données dépendantes de la pêche .....	11
MANIPULATIONS DE DONNÉES .....	11
Soustraction des cohortes des Grands Bancs .....	11
Séparer les données de la pêche commerciale par espèce .....	12
Cycle biologique – données d'entrée des modèles opérationnels .....	13
MODÈLES OPÉRATIONNELS .....	16
DESCRIPTION DU MODÈLE DE RÉFÉRENCE .....	16
MODÉLISATION DE LA VULNÉRABILITÉ À LA PÊCHE SELON L'ÂGE .....	17
AJUSTEMENT DES MODÈLES OPÉRATIONNELS AUX DONNÉES.....	17
SIMULATION DE LA DYNAMIQUE FUTURE DES POPULATIONS ET DES PÊCHES .....	19
Blocs de sélectivité des engins de pêche .....	20
Simulation du recrutement futur .....	21
MISE EN ŒUVRE DES PROCÉDURES DE GESTION PAR SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE .....	21
PRINCIPAUX AXES D'INCERTITUDE .....	22
MODÈLES OPÉRATIONNELS .....	23
Modèles de base.....	24
Modèles marginaux.....	25
Tests de sensibilité.....	28
OBJECTIFS ET PARAMÈTRES DE RENDEMENT .....	30
OBJECTIFS DE CONSERVATION DU STOCK .....	31
OBJECTIFS DE PÊCHE .....	31
POINTS DE RÉFÉRENCE.....	33
PROCÉDURES DE GESTION .....	33
ESSAI PAR SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE.....	34
RÈGLE DE CONTRÔLE DES PRISES.....	34
PROCÉDURES DE GESTION PLAFONNÉES.....	36
PROCÉDURES DE GESTION NON PLAFONNÉES.....	37
RÉSULTATS.....	38

---

AJUSTEMENT ET DIAGNOSTIC DES MODÈLES OPÉRATIONNELS .....	38
VALEURS ESTIMÉES DES PARAMÈTRES .....	55
RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION.....	60
DISCUSSION.....	86
CONCLUSIONS.....	88
PÉRIODE DE MISE EN ŒUVRE RECOMMANDÉE .....	89
EXIGENCES EN MATIÈRE D'INFORMATION À L'APPUI DU PROCESSUS .....	89
PROTOCOLE EN CAS DE CIRCONSTANCES EXCEPTIONNELLES.....	90
1. Ratio de l'indice du relevé .....	90
2. Donnée sur la biomasse d'après les relevés .....	90
3. Composition en longueur .....	90
4. Suppositions des modèles opérationnels.....	90
EXAMEN ANNUEL ET PRODUCTION DE RAPPORTS .....	91
RECOMMANDATIONS DE RECHERCHE .....	91
REMERCIEMENTS .....	92
RÉFÉRENCES CITÉES .....	92
ANNEXE A – APERÇU DE LA PÊCHE AUX SÉBASTES DANS LES UNITÉS 1 ET 2 .....	97
HISTORIQUE.....	97
ENGINS DE PÊCHE .....	98
ANNEXE B – DONNÉES .....	100
DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE .....	100
ANNEXE C – MANIPULATION DES DONNÉES .....	101
SÉPARATION DES DONNÉES PAR ESPÈCE .....	101
Méthode 1 : relevé global.....	101
Méthode 2 : séparation par espèce selon la profondeur des prises.....	104
Méthode 3 : relevé dans les zones de pêche commerciale .....	105
ANNEXE D – MODÈLES OPÉRATIONNELS .....	106
MODÈLES DE BASE .....	106
MODÈLES MARGINAUX.....	106
ANALYSES DE SENSIBILITÉ.....	106
PÉRIODES DE PÊCHE HISTORIQUES ET SÉLECTIVITÉ DES ENGINS SELON LA TAILLE DU POISSON.....	127
MÉTHODES DE SIMULATION DES ÉCARTS ALÉATOIRES DU RECRUTEMENT FUTUR .....	131
Méthode 1 : Bootstrap non paramétrique conditionnel .....	133
Méthode 2 : Bootstrap paramétrique conditionnel .....	134
ANNEXE E : MÉTHODOLOGIE D'ÉLABORATION D'UN A PRIORI POUR LES ÉCARTS ALÉATOIRES DU RECRUTEMENT DES COHORTES FORTES .....	136
INTRODUCTION.....	136
MÉTHODES .....	136
RÉSULTATS .....	137

---

---

RÉFÉRENCES.....	137
ANNEXE F : OBJECTIFS ET PARAMÈTRES DE RENDEMENT .....	143
ANNEXE G : EXAMEN D'UNE HYPOTHÈSE RELATIVE À LA CONTRACTION DES AIRES DE RÉPARTITION DU SÉBASTE DES UNITÉS 1 ET 2.....	146
RÉSULTATS .....	150
DISCUSSION ET CONCLUSIONS .....	161
ANNEXE H : ÉVALUATION DES PROCÉDURES DE GESTION QUI APPLIQUENT DES LIMITES DE PRISES PAR ESPÈCE .....	169
RÉSULTATS .....	169
CONCLUSIONS.....	171

---

## RÉSUMÉ

Une évaluation des stratégies de gestion de la pêche aux sébastes dans l'Atlantique a été effectuée pour les unités de gestion 1 et 2 de Pêches et Océans Canada, soit dans le golfe du Saint-Laurent et le chenal Laurentien. Trois objectifs de conservation des stocks et quatre objectifs de pêche ont été formulés à partir de discussions tenues lors de réunions entre gestionnaires, scientifiques, membres de l'industrie et autres intervenants. En tout, 18 paramètres de rendement ont été définis afin de mesurer la façon dont les différentes procédures de gestion proposées répondaient à chacun des huit objectifs de gestion. En outre, 18 modèles opérationnels ont été établis afin d'évaluer la robustesse des procédures de gestion proposées en réaction aux principales incertitudes ayant une incidence sur l'évaluation des options de gestion. Ces modèles opérationnels, structurés par classes d'âge, sont ajustés séparément aux données relatives aux deux espèces de sébastes, soit le *Sebastes mentella* et le *Sebastes fasciatus*. L'ajustement des modèles est fondé sur une méthode bayésienne où des *a priori* informatifs ont été appliqués au paramètre d'inclinaison de la pente pour la fonction stock-recrutement de Beverton-Holt, et où des écarts historiques ont été appliqués pour les cohortes qui avaient été estimées comme étant fortes dans le cadre de recherches antérieures. Les modèles ont été ajustés à des séries chronologiques d'indices d'abondance et données sur la composition selon la longueur d'après les relevés au chalut dans les unités 1 et 2, et aux données de la pêche commerciale sur la composition selon la longueur des prises de sébaste conservées dans les unités 1 et 2. Les principaux axes d'incertitude pris en compte dans la formulation des modèles opérationnels concernaient, notamment, la vulnérabilité des sébastes à la pêche selon l'âge, les paramètres du cycle biologique (p. ex. le taux de mortalité naturelle et de croissance), la suite de la série chronologique relativement à la force des cohortes, l'ampleur et la composition des espèces des prises historiques, ainsi que les valeurs plausibles du paramètre d'inclinaison de la pente de la fonction stock-recrutement. Il a été déterminé que l'ensemble de six modèles opérationnels de base était plus pertinent que l'ensemble de 12 modèles opérationnels marginaux, lesquels demeuraient plausibles, mais dans une moindre mesure que les modèles de base selon diverses considérations techniques et autres. Les procédures de gestion proposées, qui devaient nécessairement atteindre les valeurs seuils des paramètres de rendement établis pour les objectifs de conservation du stock, et ont été classées par rang selon les paramètres de rendement des pêches pour les six principaux modèles opérationnels. Les procédures de gestion (PG) ne s'appuyaient sur aucun modèle et comprenaient trois composantes clés. La première de ces composantes était une règle de contrôle des prises (RCP) qui précisait une limite de prises en fonction de la moyenne mobile sur trois ans des indices de biomasse selon les relevés au chalut de l'unité 1. La seconde précisait l'année de mise en œuvre de la RCP, qui variait entre 2018 et 2022. La troisième précisait si l'on devait appliquer un plafond maximal des limites de prises, et ce que devrait être ce plafond pour chacune des années à venir. Si une procédure de gestion était ainsi plafonnée, une augmentation était initialement appliquée à partir de la première année jusqu'à une année intermédiaire dans l'horizon de 40 ans. Dans un tel cas, le plafond augmentait au cours des années successives, en fonction des prévisions concernant 1) le recrutement à la pêche des fortes cohortes de 2011 à 2013, et 2) l'augmentation de la capacité de l'industrie. Un plafond était ensuite appliqué à la fin de l'augmentation. En ce qui concerne les objectifs de conservation du stock, les procédures de gestion plafonnées ont affiché un meilleur rendement que les procédures de gestion non plafonnées, et ce, selon la plupart des modèles opérationnels (de base et marginaux). Le nombre moyen de prises conservées et la variabilité interannuelle des prises étaient beaucoup plus élevés pour les procédures de gestion non plafonnées que pour les procédures de gestion plafonnées. Quatre (4) des procédures de gestion non plafonnées ont échoué à l'un des objectifs de conservation des stocks selon l'un des modèles opérationnels de base. Selon certains modèles opérationnels de base et

---

marginiaux moins optimistes, par exemple où la pratique des rejets historiques était plus faible que dans le scénario de référence, un certain nombre de procédures de gestion ont atteint tous les objectifs de conservation des stocks et prévoyaient des prises futures moyennes d'environ 24 kt au cours des 10 à 20 prochaines années. Dans le cas de la plupart des procédures de gestion, le total autorisé des captures (TAC) médian au cours des cinq prochaines années était suffisamment bas pour constituer un faible risque de conservation pour les stocks. Les objectifs de conservation des stocks visant, pour les deux espèces de sébaste, à atteindre la biomasse du stock reproducteur (BSR) en 10 ans et à maintenir cette BSR dans la zone saine ont été atteints selon une probabilité élevée d'après l'ensemble des procédures de gestion mises à l'essai. L'abondance des petits poissons (< 22 cm) associés aux cohortes de 2011-2013 entraîne, selon toutes les procédures de gestion proposées, un nombre prévu de prises ne respectant pas le protocole de petits poissons en 2018 et 2019. Les petits poissons devraient demeurer abondants dans les prises jusqu'en 2020. Une analyse préliminaire a montré une amélioration du rendement des procédures de gestion à l'égard de trois objectifs de conservation des stocks, ainsi qu'une augmentation des prises totales dans le cadre des simulations qui supposaient une parfaite différenciation des deux espèces de sébaste parmi les prises de la pêche, permettant d'établir un TAC propre à chaque espèce.

---

## INTRODUCTION

### CONTEXTE

Les sébastes vivent dans les eaux froides le long des talus des bancs et des chenaux profonds, à des profondeurs variant de 100 à 700 m. L'espèce *Sebastes fasciatus* est habituellement observée dans des eaux moins profondes que *S. mentella*. Dans le golfe du Saint-Laurent et le chenal Laurentien, on retrouve principalement *S. mentella* dans les chenaux principaux à des profondeurs allant de 200 à 350 m. À l'opposé, *S. fasciatus* est principalement présent à moins de 250 m de profondeur, le long des talus et des chenaux, sauf dans le cône Laurentien, où on le retrouve en eaux plus profondes. Les sébastes vivent généralement près du fond, mais différentes études ont démontré qu'ils entreprennent des migrations verticales diurnes, quittant le fond durant la nuit pour suivre la migration de ses proies (Brassard *et al.* 2017). Les sébastes juvéniles se nourrissent principalement de divers crustacés, dont plusieurs espèces de crevettes, tandis que le régime alimentaire des sébastes adultes est plus diversifié et comprend certains poissons (MPO 2018).

Les sébastes sont des espèces à croissance lente ayant une longue durée de vie. La croissance de *S. fasciatus* est plus lente que celle de *S. mentella*, bien que cette différence dans les taux de croissance ne devienne évidente qu'après l'âge de dix ans. Chez les deux espèces, les femelles grandissent plus rapidement que les mâles après l'âge d'environ dix (10) ans. En moyenne, les sébastes atteignent la taille exploitable minimale de 22 cm en sept ou huit ans (Gascon 2003). De plus amples détails à ce sujet sont fournis à l'annexe A.

Contrairement à plusieurs espèces de poissons marins d'eau froide, les sébastes sont un poisson ovovivipare et la fertilisation des œufs se produit à l'intérieur du corps de la femelle (Hamon 1972). La copulation a lieu à l'automne, plus probablement entre septembre et décembre, et les œufs éclosent à l'intérieur de la femelle, qui porte les embryons en développement jusqu'au printemps, au moment de leur extrusion au stade larvaire, une fois les larves capables de nager. L'extrusion larvaire se produit d'avril à juillet, selon les régions et selon l'espèce (Ni et Templeman 1985). La copulation et l'extrusion larvaire ne se produisent pas nécessairement aux mêmes endroits. Dans le golfe du Saint-Laurent, *S. mentella* libère ses larves environ trois ou quatre semaines plus tôt que *S. fasciatus*. Les larves se développent dans les eaux de surface, et les juvéniles migrent graduellement vers des eaux plus profondes au cours de leur développement (Brassard *et al.* 2017).

### Aperçu de la pêche (et complément d'information à l'annexe A)

À la fin des années 1950, une pêche dirigée aux sébastes s'est développée dans le golfe du Saint-Laurent et à l'extérieur du golfe dans le chenal Laurentien. Avant 1993, la pêche du sébaste était gérée selon trois unités établies par l'Organisation des pêches de l'Atlantique nord-ouest (OPANO), soit les divisions 4RST, la division 3P et les divisions 4VWX. En 1993, ces unités de gestion ont été redéfinies, principalement en fonction de nouvelles connaissances sur la migration hivernale des stocks de sébaste du golfe vers la région du détroit de Cabot. Les unités de gestion qui en ont résulté sont : 1) l'unité 1, qui regroupe les divisions 4RST et comprend les subdivisions 3Pn4Vn pour la période de janvier à mai; 2) l'unité 2, qui regroupe les divisions 3Ps4Vs et les subdivisions 4Wfgj, en plus des subdivisions 3Pn4Vn pour la période de juin à décembre; et 3) l'unité 3, qui regroupe les divisions 4WdehkIX. Dans le golfe du Saint-Laurent et le chenal Laurentien, Pêches et Océans Canada assure actuellement la gestion des deux espèces comme si elles ne formaient qu'un seul stock divisé en deux unités de gestion (c.-à-d. les unités 1 et 2), bien que les évaluations des stocks soient propres à chaque espèce. Cette ressource est principalement gérée au moyen d'un total autorisé des captures (TAC)



---

annuel qui est le même pour les deux espèces. D'autres mesures de gestion (type d'engins, fermetures de zones pour protéger les périodes de fertilisation et d'extrusion larvaire, observateurs, surveillance à quai, taille minimale des prises, surveillance des prises accessoires, etc.) sont également appliquées (Brassard *et al.* 2017; MPO 2018).

La pêche du sébaste dans le golfe du Saint-Laurent a été marquée par des épisodes d'intense exploitation (1954-1956, 1965-1976 et 1987-1992). Le chalut de fond et le chalut pélagique sont les engins de pêche les plus utilisés, ce qui était d'autant plus vrai au début des années 1990. Les débarquements combinés des deux espèces et des deux unités de gestion sont passés de plus de 100 000 t dans les années 1970 à moins de 10 000 t depuis 2004. Pour le stock de sébaste de l'unité 1, le TAC établi aux termes de la nouvelle modalité de gestion définie en 1993 était de 60 000 t. Après une chute rapide des débarquements en 1993 et en 1994, un moratoire a été décrété en 1995 pour l'ensemble de l'unité 1. Depuis 1999, le TAC pour la pêche indicatrice s'est maintenu à 2 000 t. Les mesures de conservation comprennent : l'application d'un protocole de protection des petits poissons (< 22 cm), une vérification à quai de 100 % des débarquements, la production obligatoire de rapports radio au départ et à l'arrivée, l'imposition d'un certain niveau de couverture par des observateurs en mer, et l'application d'un protocole sur les prises accessoires. Des périodes de fermeture ont également été instaurées : 1) pour protéger les périodes de copulation (automne) et d'extrusion larvaire (printemps) des sébastes; 2) pour réduire au minimum les prélèvements de sébaste de l'unité 1 en migration dans les subdivisions 3Pn4Vn à la fin de l'automne et en hiver; et 3) pour protéger la reproduction de la morue (divisions 4RS). De plus, depuis la mise en place d'une pêche indicatrice en 1998, la pêche est seulement autorisée entre les longitudes de 59° et 65° ouest et à des profondeurs supérieures à 182 m (> 100 brasses) afin d'éviter les prises accessoires de flétan du Groenland. Une partie de la division 4T est également fermée depuis août 2009. Quant à la pêche commerciale dans l'unité 2, elle n'a été visée par aucun moratoire, le TAC ayant été maintenu à 8 500 t par année depuis 2006 (Brassard *et al.* 2017; MPO 2018).

## Aperçu des stocks

La présente section présente un aperçu et une brève explication de la définition et du statut des stocks de sébaste dans les unités 1 et 2. Puisque la pêche dans les unités 1 et 2 vise, en fait, deux espèces de sébaste, et étant donné que les modèles opérationnels élaborés comprennent deux modèles distincts de dynamique des populations (c.-à-d. un pour chaque espèce), deux stocks distincts seront définis aux fins de la présente évaluation des stratégies de gestion (ESG), soit la population de *S. mentella* et la population de *S. fasciatus* occupant les unités 1 et 2.

### Différenciation des espèces

De plus amples détails à ce sujet sont fournis à l'annexe A. Une analyse de la variation génétique à 13 loci microsatellites a été effectuée sur un total de 35 adultes (16 échantillons de *S. mentella* et 19 échantillons de *S. fasciatus*) recueillis dans l'Atlantique Nord-Ouest. Les résultats suggèrent que les unités 1 et 2 englobent une seule population de *S. mentella*, laquelle est caractérisée par une introgression avec *S. fasciatus* (Valentin *et al.* 2014). Cette population se distingue des autres populations de *S. mentella* réparties dans l'Atlantique Nord-Ouest. Quant à l'espèce *S. fasciatus*, les résultats suggèrent la présence de cinq populations dans l'Atlantique Nord-Ouest. Une première population de *S. fasciatus* est observée dans la région correspondant aux unités 1 et 2, excluant la marge méridionale de l'unité 2. Cette population se caractérise par une introgression avec *S. mentella* (Valentin *et al.* 2014). Les échantillons de *S. fasciatus* recueillis dans la marge méridionale de l'unité 2, y compris à l'embouchure du chenal Laurentien, appartiennent à une deuxième population de *S. fasciatus*. Puisque l'aire de répartition de cette population s'étend le long de la pente continentale, des

---

Grands Bancs de Terre-Neuve (3LNO) à la Nouvelle-Écosse (4W), elle sera désignée comme « la population atlantique de la pente continentale ». Une troisième population de *S. fasciatus* a été identifiée dans le bras est du fjord de la baie Bonne, sur la côte ouest de Terre-Neuve. Les microsatellites ont également révélé la présence d'un quatrième groupe génétique de l'espèce *S. fasciatus*. Il regroupe trois échantillons (soit un dans chacune des unités 1 et 2 et 3) qui, contrairement aux autres, ne correspondent pas à une population dont la répartition est bien définie spatialement. Une analyse d'échantillons supplémentaires serait nécessaire pour mieux documenter ce groupe. Les échantillons prélevés dans le golfe du Maine suggèrent la présence d'une cinquième population génétiquement distincte dans cette région. Cette question est abordée plus en détail dans Valentin *et al.* (2014).

Trois caractéristiques servent à distinguer *S. mentella* de *S. fasciatus* dans l'Atlantique Nord-Ouest : le nombre de rayons mous de la nageoire anale (RMNA), le muscle extrinsèque de la vessie natatoire (MEVN) et le génotype au locus de la malate déshydrogénase (MDH-A\*). En l'absence d'information sur les microsatellites, le génotype MDH-A\* a historiquement été considéré comme le critère génétique de référence. Règle générale, *S. mentella* se caractérise par le génotype homozygote MDH-A\* 11, par un MEVN entre les côtes 2 et 3, et un nombre de RMNA  $\geq 8$ . *S. fasciatus* possède habituellement le génotype homozygote MDH-A\* 22, un MEVN entre les côtes 3 et 4, et un nombre de RMNA  $\leq 7$ . Il convient toutefois de noter qu'un RMNA = 8 n'est pas exceptionnel pour cette espèce; par exemple, près de 10 % des individus de *S. fasciatus* provenant du golfe du Maine et de l'unité 3 (régions où *S. mentella* est absent) présentent un RMNA = 8 (Gascon 2003). C'est au moyen de ces trois critères (MDH-A\*, RMNA, MEVN) qu'il a été possible de décrire la répartition géographique des espèces à l'échelle de l'Atlantique Nord. À l'échelle des unités 1 et 2, on a constaté que *S. mentella* est surtout présent dans les chenaux principaux, tandis que *S. fasciatus* occupe les eaux moins profondes le long des pentes des chenaux et sur les rives, à l'exception du cône Laurentien, où *S. fasciatus* est l'espèce la plus présente à toutes les profondeurs (Valentin *et al.* 2006). En excluant la zone du cône Laurentien, les données des relevés estivaux dans les unités 1 et 2 indiquent que la profondeur marquant la transition entre les deux espèces se situe à environ 300 m (MPO 2010).

### **Recrutement**

Les sébastes effectuent une fécondation et une fertilisation internes, produisant des larves lécithotrophes, c'est-à-dire qu'elles se nourrissent exclusivement du vitellus de l'œuf. La copulation a lieu à l'automne, le plus probablement entre septembre et décembre. Après la copulation, les spermatozoïdes sont maintenus en état physiologique de repos à l'intérieur de la femelle jusqu'à ce que les ovaires atteignent la maturité, en février-mars (Hamon 1972). L'extrusion larvaire se produit d'avril à juillet, selon la région et l'espèce, à un stade larvaire où les larves sont en mesure de nager (Ni et Templeman 1985). Le moment de la copulation et de l'extrusion larvaire peut varier en fonction de l'espèce et de l'emplacement. Dans le golfe du Saint-Laurent, *S. mentella* libère ses larves environ trois ou quatre semaines plus tôt que *S. fasciatus*. Les larves se développent dans les eaux de surface, puis les juvéniles migrent graduellement vers des eaux plus profondes au fur et à mesure de leur développement. La fécondité absolue des femelles varie de 3 330 à 107 000 larves par femelle et augmente selon la taille de l'individu (Gascon 2003). Le succès du recrutement chez les sébastes est très variable, alors que de fortes classes d'âge se sont produites à intervalles irréguliers, par exemple en 1946, 1956, 1958, 1974, 1980, 1985, 1988, 2003 et 2011-2013 dans l'unité 1 (voir tableau E.1 en annexe). Par ailleurs, chez *S. fasciatus*, les classes d'âge de 1985, 1988 et 2003 comptaient, selon les données des relevés de recherche, un nombre très abondant de poissons de 2 à 4 ans qui n'avaient plus été observés par la suite et qui n'ont jamais contribué de façon significative à la pêche, possiblement parce que ces poissons se rattachaient génétiquement

---

aux populations des Grands Bancs de Terre-Neuve, auxquelles elles se sont jointes plus tard (Brassard *et al.* 2017).

### **COSEPAC et évaluation du potentiel de rétablissement**

En 2010, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a conféré le statut d'espèce en voie de disparition à *S. mentella* du golfe du Saint-Laurent et du chenal Laurentien, et le statut d'espèce menacée à *S. fasciatus* dans l'Atlantique à l'échelle des unités 1 et 2. Les résultats d'une évaluation du potentiel de rétablissement pour chacune de ces populations, menée en 2011, ont indiqué que la biomasse du stock reproducteur se trouvait, chez les deux espèces, dans la zone critique (McAllister et Duplisea 2011). Selon les estimations de 2011, le MPO (2012) a établi des points de référence lui permettant de conclure que les stocks reproducteurs de *S. mentella* et de *S. fasciatus* des unités 1 et 2 se trouvent dans la zone critique, sous leur point de référence limite respectif. Les perspectives pour les stocks de sébaste des unités 1 et 2 sont toutefois positives à court terme, compte tenu des fortes cohortes de 2011, 2012 et 2013. Les poissons de ces cohortes commenceront normalement à représenter une partie importante du recrutement à la pêche de 2018 à 2020, ce qui pourrait entraîner une augmentation rapide de la biomasse reproductrice (MPO 2018). En effet, l'abondance de sébastes juvéniles, principalement chez *S. mentella*, a considérablement augmenté d'après les relevés de recherche depuis 2013. En 2017, dans le nord du golfe du Saint-Laurent (c.-à-d. l'unité 1), l'abondance des juvéniles chez *S. mentella* et *S. fasciatus*, était respectivement de 60 fois et 10 fois supérieures à leur abondance moyenne pour la période de 1995 à 2015. La première forte cohorte, celle de 2011, affichait une taille modale de 20 cm à l'été 2017 (MPO 2018). Les points de référence de l'approche de précaution pour 2011 (MPO 2012), qui sont dérivés d'un modèle bayésien de la production excédentaire de biomasse à maturité, ont été révisés en décembre 2015, certaines modifications mineures ayant été apportées (McAllister et Duplisea 2016). Selon ces points de référence, l'état des deux stocks s'est amélioré. Toutefois, les biomasses à maturité se trouvaient encore dans la zone critique. À l'été 2017, la taille modale des cohortes de sébastes de 2011 à 2013 était de 20 cm. Si la croissance anticipée de ces cohortes se poursuit, près de 50 % des individus (soit 59 % de biomasse) de la cohorte de 2011 devraient avoir atteint la taille exploitable minimale de 22 cm en 2018. D'ici 2020, 51 % des individus de la cohorte (soit 62 % de biomasse) devraient avoir dépassé 25 cm (MPO 2018).

### **ÉVALUATION DES STRATÉGIES DE GESTION**

L'ESG est une méthode de gestion qui se concentre sur l'élaboration et la détermination de PG pouvant répondre à un ensemble hiérarchisé d'objectifs de pêche, et dont on peut s'attendre à ce qu'elles livrent un rendement acceptable, selon un éventail de scénarios pertinents, à l'égard de la dynamique future des stocks de poissons (Smith *et al.* 1999; Rademeyer *et al.* 2007; Punt *et al.* 2014). Dans le cadre de cette méthode, les gestionnaires des pêches sont appelés à rencontrer les différents intervenants de la pêche afin de convenir d'un ensemble d'objectifs de gestion de la pêche, ce qui comprend habituellement des objectifs de conservation des stocks et des objectifs de pêche axés sur la valeur économique et à la stabilité d'une pêche donnée au cours des années à venir. Des paramètres de rendement sont définis afin de pouvoir mesurer la capacité des différentes procédures de gestion proposées à répondre aux différents objectifs de gestion. Des modèles de simulation informatique des pêches et des stocks qui sont pêchés sont élaborés afin d'établir des prévisions relatives à la mise en œuvre éventuelle des procédures de gestion proposées, en tenant compte des imperfections éventuelles données qui seront recueillies dans les années à venir et qui serviront à alimenter les modèles pour établir les RCP qui établissent les limites de prises propres à un stock. Par exemple, on applique fréquemment des indices d'abondance aux règles de contrôle des prises de façon à s'assurer d'augmenter ou

---

de diminuer les limites de prises en fonction de l'augmentation ou de la diminution de l'abondance d'un stock (Hicks *et al.* 2016; Jones *et al.* 2016). Chaque procédure de gestion spécifie les données qui doivent être recueillies et la façon dont ces données seront utilisées pour contrôler les pêches futures. Les procédures de gestion peuvent également inclure des spécifications relatives à un plafond des limites de prises, lequel pourrait être constant ou varier au fil du temps (Hicks *et al.* 2016). De tels plafonds peuvent être des plafonds minimaux ou maximaux.

Pour déterminer la robustesse d'une procédure de gestion à l'égard des incertitudes quant à la dynamique future des populations exploitées et du comportement des pêches, il est pratique courante de formuler, dans le cadre d'une évaluation des stratégies de gestion, un certain nombre de « modèles opérationnels » (MO) différents qui représentent différents scénarios quant à l'évolution possible des populations de poissons et des pêches futures (Rademeyer *et al.* 2007). Il peut arriver que le classement des procédures de gestion proposées, qui s'appuie sur les paramètres de rendement calculés, soit sensible au modèle opérationnel appliqué pour évaluer le rendement des procédures de gestion. Règle générale, on considère qu'il est souhaitable qu'une procédure de gestion affiche un rendement acceptable selon l'ensemble des modèles opérationnels qui sont pris en compte. Dans les cas où plusieurs procédures de gestion d'un sous-ensemble affichent un rendement acceptable pour la totalité des modèles opérationnels et des paramètres du rendement, il est possible d'en sélectionner une seule en établissant le classement des procédures de gestion en fonction des paramètres de rendement les plus importants.

Une fois qu'une procédure de gestion est choisie, l'évaluation des stratégies de gestion exige, en tant que méthode de gestion, que l'on se conforme à cette procédure de gestion en établissant des limites de prises pour un nombre fixe d'années (Punt *et al.* 2014). Bien que les évaluations par simulation exécutées soient en mesure de simuler jusqu'à deux ou trois générations de la population de poissons d'intérêt, il est courant, lors de la mise à l'essai d'une procédure de gestion, de viser une période de simulation beaucoup plus courte qui couvre habituellement cinq ans ou moins. À la fin de la phase initiale de mise en œuvre, une analyse rétrospective est normalement effectuée afin d'évaluer le rendement réel de la procédure de gestion adoptée. Si le rendement concret de cette procédure de gestion est jugé acceptable à la fin de la période initiale de mise en œuvre, les gestionnaires des pêches et les intervenants pourront néanmoins, par la suite, choisir d'entreprendre un nouveau processus d'évaluation des stratégies de gestion, afin d'évaluer de nouvelles procédures de gestion proposées, puis d'envisager la mise en œuvre d'une nouvelle procédure de gestion dans le cadre d'une nouvelle période d'essai.

Avant la mise en œuvre d'une procédure de gestion, il est également pratique courante de déterminer un ensemble de circonstances dites exceptionnelles pouvant donner lieu à une décision de cesser la mise en œuvre de la procédure de gestion (Punt *et al.* 2014). Ces circonstances pourraient comprendre l'obtention de données se situant en dehors de la fourchette de données extrapolées par les simulations exécutées dans le cadre de l'ESG, ou de limites de prises se situant également à l'extérieur de celles déjà examinées par simulation (Rademeyer et Butterworth 2011). Si de telles circonstances exceptionnelles nécessitant l'arrêt d'une procédure de gestion se produisent, une nouvelle évaluation de la gestion des pêches se doit d'être effectuée avant la prise de toute nouvelle mesure de gestion.

## **Justification**

La présente section résume les raisons pour lesquelles l'ESG est la méthode qui a été adoptée pour les sébastes, et en quoi cette méthode permettrait, entre autres, de résoudre la problématique que posait le recours à des modèles concurrents. Depuis 2011, diverses

---

évaluations des stocks fondées sur des modèles ont été effectuées pour les sébastes des unités 1 et 2 (p. ex. McAllister et Duplisea 2011; Rademeyer et Butterworth 2015; Duplisea *et al.* 2016). Dans le cadre de ces évaluations, il s'est toutefois avéré difficile d'ajuster les modèles d'évaluation aux données sur la biomasse du stock d'après les relevés au chalut de fond et aux données sur la composition en longueur. Cette difficulté est attribuable à différents facteurs. Par exemple, puisque les prises commerciales ne sont pas échantillonnées en fonction des espèces, il est nécessaire de s'appuyer sur des hypothèses pour diviser les prises déclarées combinées par espèce. Des inexactitudes dans les estimations de l'abondance ou de la productivité du stock pourraient découler de tout biais systémique dans les méthodes de séparation des prises par espèce. En outre, une étude récente de Duplisea (2016) suggère qu'il semble y avoir eu, par le passé, des périodes où un grand nombre de sébastes de trop petite taille étaient rejetés à l'eau, et où le ratio entre la biomasse du stock tuée (remise à l'eau) et celle conservée (et déclarée) pourrait avoir été considérablement plus élevé que 1:1. Les difficultés liées à l'identification des espèces semblent avoir entraîné une contamination entre les espèces lors des relevés au chalut relativement aux indices d'abondance et aux données sur la composition en longueur, surtout en ce qui concerne les sébastes de petite taille. La présence dans les unités 1 et 2 d'un grand nombre de *S. fasciatus* juvéniles provenant du stock des Grands Bancs a également entraîné une contamination des indices d'abondance et des données sur la composition selon la longueur lors des relevés au chalut de fond. En outre, la constante de proportionnalité pour les indices d'abondance tirés des relevés au chalut de fond, des estimations de  $q$  obtenues à partir de l'ajustement du modèle, était inexplicablement élevée, surtout pour l'indice d'abondance de la population de *S. fasciatus* de l'unité 2. Devant ce problème, plusieurs chercheurs (p. ex. Rademeyer et Butterworth 2015) ont tenté, sans succès jusqu'à présent, de déterminer un mécanisme plausible pouvant expliquer pourquoi la valeur de  $q$  observée dans le cadre des relevés au chalut de fond indépendants de la pêche dans les unités 1 et 2 était supérieure à 1 pour *S. fasciatus* et *S. mentella*.

On reconnaît maintenant que l'ESG constitue une méthode qui est à même d'assurer une gestion plus efficace de la pêche des sébastes dans les unités 1 et 2. Cette méthode se concentre sur les objectifs à court et à long terme de la pêche, en faisant appel aux commentaires de l'industrie et d'autres intervenants en ce qui a trait aux intérêts des différents groupes relativement à cette pêche. Les exigences relatives à l'atteinte des objectifs de conservation du stock demeurent en vigueur et ont été abordées dans le cadre de l'analyse liée à la présente évaluation des stratégies de gestion. Dans un certain nombre de cas, cette méthode a permis d'éliminer les conflits entre différents groupes d'intervenants au sujet des modèles utilisés. De nouveaux modèles qui représentent des hypothèses plausibles au sujet de la dynamique des stocks et des processus permettant de générer les données pourront également être formulés et proposés. Il sera alors possible d'intégrer ces modèles aux évaluations par simulation qui sont appliquées pour déterminer les procédures de gestion proposées pouvant permettre d'atteindre les objectifs de conservation des stocks et de gestion de la pêche, tout en affichant la robustesse requise devant les principales incertitudes. Pour ces raisons, en ce qui concerne la pêche aux sébastes des unités 1 et 2, différents groupes d'intervenants ont appuyé l'adoption d'une méthode axée sur l'évaluation des stratégies de gestion.

#### **Principaux défis en matière d'évaluation et liés à l'ESG**

- Les débarquements sont des agrégats de deux espèces.
- Les incertitudes concernent la séparation par espèce de certaines données clés.
- Les données sont contaminées par des individus provenant des stocks de sébaste des divisions 3LNO (*S. fasciatus*).

- 
- Les engins de pêche utilisés ont changé au fil des séries chronologiques et à l'échelle spatiale.
  - Les multiples flottilles qui ont participé à cette pêche.
  - La pratique des rejets était élevée dans les années 1980.
  - L'incertitude concernant la force de grandes cohortes antérieures.

Comme cela a été mentionné précédemment, le cadre de la présente ESG se devait d'aborder plusieurs défis qui ont miné les tentatives antérieures d'évaluation des stocks pour ces deux stocks de sébaste.

1. Les débarquements sont des agrégats des deux principales espèces de sébaste : *S. fasciatus* et *S. mentella*. Aux fins des tentatives d'évaluation des stocks antérieures, et aux fins de la conception des modèles de l'ESG, il s'était avéré nécessaire de départager les données sur les débarquements qui combinaient les deux espèces. Les estimations de la composition des espèces d'après les données des relevés au chalut indépendants de la pêche ont, par le passé, été appliquées afin de prédire la composition taxonomique à partir des données historiques sur la biomasse des prises et leur composition en longueur. Cette méthode s'était toutefois avérée problématique en raison des différences saisonnières entre la période où les relevés étaient effectués et où les pêches avaient lieu, en plus des différences saisonnières possibles relatives à la composition taxonomique dans les emplacements étudiés. L'incertitude relative à la composition taxonomique des prises historiques a notamment une incidence sur les estimations de la biomasse historique des stocks, de la force des cohortes et de la productivité chez chacun des deux stocks, un problème qui a été réglé dans le cadre de la présente ESG, la solution étant décrite dans une section ultérieure du présent document.
2. Les données sur la composition en longueur d'après le relevé de l'unité 1, ainsi que les analyses génétiques, indiquent une possible contamination par des stocks de sébaste (*S. fasciatus*) des divisions 3LNO (Grands Bancs) présents dans l'unité 1, et probablement parmi les échantillons (et les données) de l'unité 2. Lors de certaines années, ce stock des Grands Bancs semble utiliser l'unité 1 comme aire d'alevinage, puis la quitte avant d'être recruté à la pêche. Cette situation est problématique en raison du fait que de fortes cohortes du stock des Grands Bancs contaminent occasionnellement les données des relevés au chalut relatives à la composition en longueur, tout particulièrement à des longueurs en dessous de 18 cm, puis ces cohortes quittent la zone avant d'atteindre une taille exploitable. Par le passé, des modèles structurés selon la longueur avaient été ajustés aux données des relevés sur la composition en longueur, et avaient produit, en essayant de tenir compte de ces données, des estimations apparemment erronées de l'abondance et des taux de mortalité par pêche (p. ex. Duplisea *et al.* 2016). La façon dont cette problématique a été abordée pour l'élaboration des modèles opérationnels de la présente ESG est décrite dans une section ultérieure du présent document.
3. Les engins utilisés pour la pêche commerciale au chalut ont considérablement changé au cours des dernières décennies. Alors que le chalut pélagique était l'engin le plus fréquemment utilisé lors de certaines années, c'est le chalut de fond qui est le plus utilisé depuis les dernières décennies. Une analyse des registres des observateurs, qui a été effectuée dans le cadre de la présente ESG et qui est décrite ci-après, suggère que la répartition par taille des prises conservées a considérablement changé au cours de l'histoire de cette pêche. Une analyse statistique multivariée, qui est également décrite ci-après, donne à penser que les blocs d'années peuvent être regroupés en deux ou trois segments présentant des attributs semblables relativement à la répartition par taille des prises conservées. Pour l'instant, l'ESG a adopté l'hypothèse selon laquelle la vulnérabilité à la

---

pêche selon l'âge a changé en 1994, c'est-à-dire qu'elle est différente depuis cette date à ce qu'elle était auparavant.

4. À la suite du déclin des stocks au début des années 1990, le quota de sébaste autorisé dans l'unité 1 a été réduit de façon marquée, et le reste de la pêche s'est depuis concentré dans l'unité 2. Il est raisonnable de penser que les unités 1 et 2 ont historiquement comporté des différences quant à la composition taxonomique et la composition des stocks et des classes d'âge. Toutefois, aux fins de la présente ESG, les données sur la pêche qui sont disponibles sont insuffisantes pour formuler un modèle de dynamique des populations structuré spatialement pour les deux espèces.
5. Différentes flottilles ont pêché le sébaste dans les unités 1 et 2. Il est possible de caractériser ces flottilles de pêche comme des navires de taille relativement petite, ayant tendance à pêcher plus près de la rive que la flottille de pêche hauturière, dont les navires sont habituellement plus gros. Compte tenu de l'insuffisance de données permettant de désagréger les données sur les débarquements par flottille, il s'est avéré nécessaire, aux fins de la présente ESG, de se représenter cette pêche en appliquant une fonction moyennée unique de la vulnérabilité pour chaque espèce dans chacun des blocs d'années.
6. De nombreux poissons étaient rejetés avant l'interdiction, en 1995, de la pratique des rejets de prises de sébaste dans les unités 1 et 2. L'incidence historique des rejets a été documentée dans Duplisea (2016), une étude dont la présente ESG a appliqué les conclusions afin de formuler différents scénarios de rejets pour les années historiques de la série chronologique.
7. Il est entendu que certaines grandes cohortes ont été identifiées lors des premières années de la pêche au chalut visant le sébaste dans les unités 1 et 2, notamment en 1956, 1958, 1974 et 1980 (CSCPCA 1984; Gascon 2003; Valentin *et al.* 2015) (voir le tableau E.1 en annexe). Les cohortes qui sont produites dans les années antérieures à environ 1980 sont survenues trop tôt pour que l'analyse de l'évaluation des stocks puisse produire des estimations fiables de leur force. On connaît néanmoins certaines années précises au cours desquelles de grandes cohortes se sont produites (tableau E.1). La rareté des données sur l'ampleur de la force des cohortes au cours de ces premières années de pêche peut s'avérer problématique dans les cas où les différentes hypothèses à ce sujet peuvent donner lieu à des estimations différentes de la productivité des stocks (p. ex. les paramètres stock-recrutement). La présente ESG a évalué à quel point les estimations de la productivité des stocks étaient sensibles à cette source d'incertitude, les résultats étant présentés dans une section ultérieure du présent document.

Les modèles opérationnels qui ont été formulés aux fins de l'ESG des sébastes des unités 1 et 2 tentent de traiter explicitement la plupart des questions susmentionnées et d'évaluer la robustesse des différentes procédures de gestion proposées à certaines de ces questions ainsi qu'à d'autres incertitudes.

### **Participation des intervenants**

Un plan de rétablissement des sébastes des unités 1 et 2 a été lancé en 2014. Les intervenants ont été appelés à participer à une série de réunions du groupe de travail et de réunions techniques qui ont eu lieu entre 2016 et 2018. Ils ont notamment participé, en décembre 2016, à une téléconférence avec les membres du groupe de travail pour convenir d'entreprendre le processus d'ESG. Le groupe de travail a tenu des réunions en mars 2017, octobre 2017, décembre 2017 et mars 2018 afin d'amorcer l'élaboration de l'ESG. Les participants ont convenu de la liste définitive des paramètres de rendement et des procédures de gestion en mars 2018. Des réunions techniques, organisées afin d'appuyer l'élaboration des modèles de

---

l'ESG et de déterminer les intrants de ces modèles, ont eu lieu mai 2017, septembre 2017, octobre 2017, décembre 2017 et février 2018 (Deith *et al.* 2021). Les intervenants ayant participé aux travaux du groupe de travail dans le cadre de ces différentes réunions comprenaient des universitaires, des scientifiques, des gestionnaires et des biologistes au sein des gouvernements provinciaux et fédéral, ainsi que des représentants de l'industrie (pêcheurs et transformateurs), des groupes autochtones et des organismes de conservation.

## SOURCES DE DONNÉES

Les données utilisées aux fins de l'ESG provenaient notamment de registres de la biomasse des prises conservées, où elles n'étaient initialement pas séparées par espèce. Ces registres ont par la suite été séparés par espèce en s'appuyant sur la séparation des espèces que reflétaient les données des relevés au chalut indépendants de la pêche dans les unités 1 et 2. Les données sur la composition selon la longueur des prises commerciales dans les unités 1 et 2 ont également été utilisées. Ces dernières données ont dû être divisées par espèce en s'appuyant, une fois de plus, sur les données des relevés au chalut indépendants de la pêche dans les unités 1 et 2. Les indices d'abondance et les données sur la composition en longueur dans les unités 1 et 2 sont dérivés des relevés effectués dans ces différentes régions par le MPO et le Conseil des allocations aux entreprises d'exploitation du poisson de fond (GEAC). De plus amples renseignements à ce sujet sont fournis à l'annexe B.

## DONNÉES DE BASE

Les données de base utilisées aux fins de l'ESG comprenaient, pour les deux espèces de l'unité 1, des indices d'abondance tirés du relevé au chalut de fond indépendant de la pêche qui s'est poursuivi de 1984 à 2017. Ces données ont été traitées comme des indices d'abondance relatifs aux fins de l'estimation des paramètres des modèles opérationnels. Comme le relevé au chalut utilisait un engin pourvu de mailles plus petites que celles des engins de la pêche, il capturait systématiquement une plus grande proportion de poissons plus jeunes et petits que ceux habituellement capturés et conservés par la pêche commerciale. Dès lors, les données sur la composition en longueur d'après le relevé constituaient une source d'information indépendante de la pêche afin d'estimer la force des cohortes. Diverses tentatives ont été faites pour soustraire les grandes cohortes de *S. fasciatus* provenant potentiellement du stock des Grands Bancs des données sur l'indice d'abondance et la composition en longueur d'après le relevé au chalut de l'unité 1. Les relevés au chalut des unités 1 et 2 sont décrits en détail dans une section ultérieure du présent document.

De 2000 à 2016, les indices d'abondance tirés des relevés au chalut indépendants de la pêche dans l'unité 2 étaient seulement disponibles pour moins de la moitié des années. Ces indices d'abondance ont, eux aussi, été traités comme des indices d'abondance relatifs aux fins de l'estimation des paramètres des modèles opérationnels. Les données sur la composition en longueur pour les deux espèces, tirées de ce même relevé au chalut, ont aussi été utilisées aux fins de l'estimation des paramètres des modèles opérationnels.

Les données de 1960 à 2017 sur la biomasse des prises conservées selon les débarquements commerciaux dans les unités 1 et 2 ont été séparées en biomasse des prises annuelle par espèce (*S. mentella* et *S. fasciatus*) en utilisant les estimations de la composition taxonomique selon les données du relevé au chalut indépendant de la pêche. Les données de 1984 à 2016 sur la composition en longueur des prises de la pêche commerciale des unités 1 et 2 ont, elles aussi, été divisées par espèce, en utilisant également la composition taxonomique à partir des données sur la composition en longueur du relevé au chalut. Puisque les données sur la



---

composition des prises de 2017 n'avaient que partiellement été compilées au moment de l'analyse, elles n'ont pas été incluses.

### **Données indépendantes de la pêche**

Depuis 1984, le MPO effectue un relevé de recherche multispécifique au chalut de fond (poissons de fond et crevette) dans l'unité 1, à l'échelle du nord du golfe du Saint-Laurent. Ce relevé couvre les eaux du chenal Laurentien et la région au nord de celui-ci, allant de l'estuaire maritime, à l'ouest, aux détroits de Belle Isle et de Cabot, à l'est de cette région, et couvrant les divisions 4R, 4S et la partie nord de la division 4T de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (voir la figure A.1 en annexe). La zone d'étude couvre 116 115 km<sup>2</sup>. Au fil des ans, différents types de navires et d'engins de pêche ont été utilisés. De 1984 à 1990, les relevés de recherche étaient menés à bord du NGCC *Lady Hammond* au moyen d'un chalut de fond Western IIA. De 1990 à 2005, on a plutôt utilisé le navire NGCC *Alfred Needler* muni d'un chalut URI 81'/114'. Enfin, de 2004 à 2017, les relevés ont été menés à bord du NGCC *Teleost* au moyen d'un chalut de fond Campelen 1800. Ces différentes combinaisons de navires et d'engins (NGCC *Lady Hammond*, NGCC *Alfred Needler*, et NGCC *Teleost*) ont été étalonnées au moyen d'un examen comparatif (côte à côte) des traits de chalut afin d'établir des facteurs de conversion pour approximativement 20 espèces et ainsi prolonger la série historique d'indices d'abondance et de biomasse des sébastes de 1984 à 2017 (Bourdages *et al.* 2007).

Ce relevé applique un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié. Il s'agit d'une technique qui consiste à subdiviser la zone étudiée en strates plus homogènes. Cette zone d'étude est ainsi divisée en 54 strates, dont 52 ont été visitées chaque année. Les subdivisions ont été déterminées en fonction de la profondeur, des divisions de l'OPANO et du type de substrat. Aux fins de ce relevé, 200 stations de chalutage ont initialement été réparties de façon proportionnelle selon la superficie des strates, avec un minimum de deux stations par strate. Le positionnement des stations a été déterminé de façon aléatoire dans chacune des strates. Pour chacune de ces stations, les prises capturées ont été pesées et divisées par taxon, et les données biologiques suivantes ont été prélevées auprès d'un échantillon de sébastes : taille, sexe, nombre de rayons mous de la nageoire anale, estomac, otolithes et échantillons de tissus. Les descriptions détaillées du protocole de pêche et d'échantillonnage ainsi que des méthodes de calcul sont présentées dans Bourdages *et al.* (2017). Il est à noter que ce plan d'échantillonnage comprend l'aire de répartition des sébastes comprise dans les divisions 4RST, qui correspondent à l'unité 1.

Entre 1997 et 2002, le MPO a également effectué, dans l'unité 2, des relevés au moyen du chalut Campelen 1800 à bord du NGCC *Teleost*, ce chalut comportant une ouverture de maille de 12,7 mm dans les sept mètres inférieurs du cul de chalut (Kulka et Atkinson 2016). Toutefois, les données de cette série de relevés ne sont plus utilisées pour évaluer le stock de sébaste. En effet, cette série chronologique de relevés dans l'unité 2 a été remplacée par un relevé financé par l'industrie qui utilisait principalement un chalut Engel 170 muni d'une ouverture de mailles de 30 mm dans les sept mètres inférieurs du cul de chalut, et dont l'écartement entre les ailes mesurait 21 m, les traits de chalut étant effectués par de grands chalutiers commerciaux de classe « Cape » mesurant de 45 à 50 m. Ce type de relevé s'est poursuivi jusqu'en 2014, où le navire a été remplacé par le navire de pêche *Nautical Legend* de 19 m, utilisant un chalut Campelen dont l'écartement entre les ailes mesurait 15,2 m. Le relevé effectué par l'industrie a commencé en 1997 et se poursuit aujourd'hui, étant pris en charge par le Conseil des allocations aux entreprises d'exploitation du poisson de fond (GEAC) avec l'apport du MPO en matière de conception (Kulka et Atkinson 2016). Il s'agit généralement d'un relevé aux deux ans, bien que les derniers relevés comportant des estimations exactes de la composition taxonomique aient été réalisés en 2011 et en 2016. Les périodes de relevé ont

---

également changé, sachant que le tout premier relevé (en 1997) avait été effectué en décembre, alors que tous les autres ont été effectués en août/septembre pour chaque année de relevé.

Des tests comparatifs entre les engins utilisés pour les relevés du MPO et du GEAC dans l'unité 2 ont été effectués en août 2000 afin de convertir les données des relevés de l'industrie en unités comparables à celles du relevé mené par le NGCC *Teleost* utilisant le chalut Campelen (Cadigan et Power 2010), puis de nouveau en 2015 après que le GEAC eut remplacé le navire et l'engin utilisés par une configuration plus semblable à celle du relevé du MPO dans l'unité 1 (Kulka et Atkinson 2016).

### **Données dépendantes de la pêche**

Comme il a été mentionné précédemment, les données de 1984 à 2017 sur la composition en longueur des prises de la pêche commerciale dans les unités 1 et 2 ont été réparties par espèce en s'appuyant sur la combinaison taxonomique dérivée des relevés au chalut pour chacune des années, selon les données des rapports des échantillonneurs à quai et des observateurs en mer.

## **MANIPULATIONS DE DONNÉES**

### **Soustraction des cohortes des Grands Bancs**

L'un des facteurs qui compliquent la compréhension de la dynamique des sébastes des unités 1 et 2 est la présence occasionnelle du stock de *S. fasciatus* de la division 3O de l'OPANO (Grands Bancs), dont les juvéniles de 4 ans ou moins utilisent parfois le golfe du Saint-Laurent comme aire d'alevinage. Après avoir atteint l'âge de 4 ans, les individus de ces cohortes des Grands Bancs quittent les unités 1 et 2 pour rejoindre les adultes de leur stock, le long du bord de la plate-forme continentale dans la division 3O de l'OPANO. Les relevés menés dans l'unité 1, qui observent ces cohortes à partir de l'âge de 2 ans et lorsque les données sur la composition en longueur indiquent des classes d'âge plus fortes que la moyenne chez l'espèce *S. fasciatus* en 1985, 1988 et 2003, assure un suivi de ces cohortes pendant trois ans ou moins, jusqu'à ce qu'elles quittent la zone. Des travaux de génétique (Valentin 2015) ont montré que ces cohortes portaient la signature génétique des poissons de la division 3O, et non des poissons des unités 1 et 2. La présence de ces cohortes complique la modélisation en raison du fait que les modèles qui utilisent la composition en longueur à de jeunes âges doivent, par la suite, tenter d'expliquer la perte soudaine des cohortes observées. Ainsi, selon le type de modèle et son paramétrage, un modèle pourrait tenter de générer des prises non comptabilisées de poissons de petite taille, par exemple en raison de la mortalité par pêche (F) et de la sélectivité des engins, ou encore, chercher à modifier le taux de mortalité naturelle (M) selon l'âge (p. ex. Rademeyer et Butterworth 2015). En outre, une approche état-espace risque d'augmenter les erreurs de processus et d'observation.

Étant donné l'exhaustivité des travaux de génétique qui se sont penchés sur les diverses cohortes de *S. fasciatus* et la documentation approfondie sur cette question dans la littérature primaire, il a été jugé utile de supprimer ces cohortes des données des relevés sur la composition en longueur. Pour ce faire, la méthode utilisée était relativement simple. Essentiellement, l'abondance des poissons d'une longueur comprise entre 7 et 17 cm (inclusivement) a été établie de façon à être égale à l'abondance moyenne des classes d'âge adjacentes à l'arrivée et au départ des cohortes. Par exemple, les poissons de la classe d'âge de 2003 étaient présents entre 2005 et 2008, et affichaient des longueurs d'environ 7 à 17 cm. Par conséquent, l'abondance des individus de 7 cm au cours de toutes les années de 2005 à 2008 a été égale à l'abondance moyenne des individus de 7 cm en 2004 et en 2009. Étant

---

donné que les cohortes des Grands Bancs sont majoritairement composées de juvéniles lorsqu'elles sont présentes dans les unités 1 et 2, il n'était pas nécessaire de corriger les estimations de la biomasse à maturité pour soustraire les cohortes des Grands Bancs. De plus, en raison des indications d'une contamination entre les deux espèces relativement aux données sur la composition en longueur tirées du relevé au chalut de l'unité 1, c'est-à-dire où la composition en longueur de *S. mentella* a été calculée sans séparer entièrement les deux espèces, les grandes cohortes des Grands Bancs ont également été supprimées des données sur la composition selon la longueur du relevé au chalut de l'unité 1 pour *S. mentella*.

Après les ajustements apportés aux données sur la composition des prises du relevé dans l'unité 1, il est possible que le modèle soit beaucoup mieux ajusté qu'auparavant aux données sur la composition en longueur et aux indices de biomasse d'après le relevé (voir la section « Résultats »). C'était le cas autant pour *S. mentella* que pour *S. fasciatus*, et particulièrement pour les années où les indices du relevé au chalut de l'unité 1 ont indiqué une abondance relativement élevée, soit dans les premières et dernières portions de la série chronologique. Pour ces années, il est possible que le modèle de dynamique des populations produise des prévisions plus uniformes quant aux données des relevés sur la composition en longueur, comparativement aux années où les indices d'abondance d'après le relevé affichaient de très basses valeurs. Un tel résultat est prévisible en raison du fait que, pour les années où les relevés ont indiqué une biomasse relativement élevée ou qui était sur le point d'augmenter de façon substantielle, cette biomasse observée était principalement composée de poissons résidents dont les tailles étaient relativement grandes, ou d'une grande cohorte résidente qui était recrutée au sein de la population résidente mature. À l'inverse, lorsque le relevé indiquait une biomasse faible, la biomasse des adultes résidents était beaucoup plus basse, et il est possible que les poissons plus petits des cohortes des Grands Bancs puissent causer une variabilité plus difficilement explicable des données sur la composition en longueur.

### **Séparer les données de la pêche commerciale par espèce**

Dans les unités 1 et 2, la pêche aux sébastes vise, en fait, deux espèces de sébaste, soit *S. mentella* et *S. fasciatus*, qui se ressemblent à un point tel qu'il est pratiquement impossible de les différencier au moyen d'un seul examen visuel. La seule façon possible de discriminer sans équivoque ces deux espèces est le recours à des marqueurs microsatellites. Pour ce faire, un minimum de 4 loci semble suffisant pour déterminer l'espèce d'un individu. Toutefois, l'utilisation systématique de microsatellites pour déterminer la composition spécifique des prises serait coûteuse et nécessiterait une logistique intensive. Il est donc nécessaire de pouvoir utiliser une méthode permettant d'estimer la composition spécifique des prises à partir de renseignements facilement observables lors des relevés en mer. Le nombre de rayons mous de la nageoire anale (RMNA) fait partie méthodes potentielles, car il s'agit d'une caractéristique méristique facilement identifiable qui est différente chez l'une et l'autre des deux espèces. Cette méthode permet de déduire la proportion de chaque espèce dans une station de chalutage donnée, à partir de la distribution du nombre de RMNA observée chez les individus échantillonnés. Pour ce faire, il était d'abord nécessaire d'établir la distribution théorique des RMNA chez chacune des deux espèces. Ainsi, la distribution des RMNA par espèce, mais aussi en fonction de l'unité, a été déterminée selon l'examen de 4 342 individus récoltés lors du programme multidisciplinaire sur les sébastes dans l'unité 1 (en août 1994-1997; n = 1 562) et dans l'unité 2 (en juillet-novembre, de 1995 à 1998, n = 2 780; Gascon 2003). D'abord, des individus ont été assignés à leur espèce respective en fonction du génotype au locus de la malate déshydrogénase (MDH-A\*), en considérant que les poissons hétérozygotes appartenaient à l'espèce *S. mentella*. Ensuite, pour chaque espèce, on a dénombré le nombre de sébastes de chacune des catégories de RMNA. Ainsi, un compte de 7 rayons ou moins est caractéristique de *S. fasciatus*, alors que *S. mentella* est habituellement associé à 8 rayons ou

---

plus. Cela étant dit, un nombre de 8 rayons peut aussi être observé chez *S. fasciatus*. Ces chiffres ont ensuite été convertis en pourcentages.

Dans le cadre du relevé de recherche du MPO, le nombre de RMNA est compté chez 90 individus ou moins, et la fréquence observée des RMNA de chaque échantillon est calculée. Par la suite, la proportion de chaque espèce est estimée à partir des distributions théoriques chez *S. mentella* et *S. fasciatus*, en minimisant la différence quadratique entre la distribution observée et la distribution théorique. Cette méthode extrêmement pratique en mer comporte néanmoins des limites. Par exemple, le dénombrement des RMNA est moins précis chez les individus mesurant moins de 15 cm.

## Cycle biologique – données d’entrée des modèles opérationnels

### Taux de croissance

Aux fins des modèles opérationnels de la présente évaluation des stratégies de gestion, on avait initialement appliqué, pour les deux espèces, les estimations du taux de croissance de *S. mentella* et *S. fasciatus* tirées de l’étude de McAllister et Duplisea (2011). Ces estimations établissaient, pour les deux espèces, la valeur de  $L_{\infty}$  à 45,8 cm, la valeur de  $K$  à 0,096/année, et la valeur de  $t_0$  à -0,5 (selon Saborido-Rey *et al.* 2004). En ajustant les modèles opérationnels aux données, notamment la composition en longueur selon les relevés indépendants de la pêche des unités 1 et 2, on a constaté que, pour *S. fasciatus*, une valeur de  $L_{\infty}$  10 % plus petite (c.-à-d. 41,238 cm) et une valeur de  $K$  10 % plus grande (c.-à-d. 0,106) produisaient des ajustements améliorés aux données et ont été conservées seulement pour *S. fasciatus*.

Il est concevable que, pour les deux espèces, les cohortes très abondantes de 2011-2013 donnent lieu à un taux de croissance dépendant de la densité. Ce scénario a été abordé dans l’un des modèles opérationnels marginaux de la présente ESG.

### Mortalité naturelle

Pour les modèles opérationnels de base, les taux de mortalité naturelle ( $M$ ) ont été fixés à 0,1/année pour *S. mentella* et à 0,125/année pour *S. fasciatus*, tout comme cela avait été fait pour une modélisation antérieure qui s’appuyait sur les taux fournis par un document de l’OPANO sur le sébaste de la division 3M, dans le bonnet Flamand (McAllister et Duplisea 2011). Au Canada, la mortalité naturelle des sébastes n’a jamais réellement été mesurée, les valeurs utilisées ayant été empruntées à d’autres études ou estimées au moyen de modèles. En 1999, on écrivait que « l’hypothèse selon laquelle  $M = 0,1$ /année pour ces stocks est utilisée depuis plus de 30 ans » (MPO 1999; [traduction libre]) au sujet des stocks de sébaste de l’Est canadien, c’est-à-dire que cette hypothèse remontait à 1969. La valeur de  $M = 0,04$ /année a été utilisée pour l’espèce *S. fasciatus* dans le golfe du Maine (Miller *et al.* 2008), qui s’était avérée la valeur la plus adéquate comme valeur de fonction objective du modèle, et celle posant le moins de problèmes rétrospectifs. Toutefois, des estimations plus récentes de la valeur de  $M$  pour le stock de *S. fasciatus* dans le golfe du Maine, lesquelles découlaient directement d’un modèle des prises selon l’âge par une méthode états-espace (Miller et Hyun 2017), ont établi une valeur de  $M = 0,14$ /année. Il a été suggéré que la valeur de  $M$  pour ce stock était élevée en raison du fait que ce stock occupait alors la bordure méridionale de son aire de répartition, se trouvant en dehors des conditions de survie idéales de l’espèce, et que cette estimation d’un taux de mortalité naturelle élevé pourrait refléter, en partie, les prises non déclarées. Un modèle pour le stock de sébaste de la mer de Barents a estimé la valeur de  $M$  selon l’âge en tant que paramètres libres, où le taux de mortalité naturelle chez les poissons de 1 à 7 ans était de l’ordre de 0,05/année, et augmentait à  $> 0,4$ /année chez les poissons de 14 ans, mais était en moyenne d’environ 0,25/année chez les poissons de 8 à 13 ans (Planque *et al.* 2012). Les auteurs ont admis que ces estimations libres des valeurs

de  $M$  se confondaient avec la valeur de  $q$  et avec la sélectivité des engins, mais ils avaient estimé qu'il s'agissait plutôt d'une force, puisque le modèle était alors mieux ajusté aux données. La valeur de  $M$  risquait aussi de se confondre avec la valeur de  $F$ , sachant que  $M$  augmente avec l'âge, contrairement aux principes du cycle biologique et de l'écologie de l'espèce. Ces estimations ne semblent pas pouvoir s'appliquer aux sébastes des unités 1 et 2.

Les diverses méthodes de calcul de la valeur de  $M$  présentées dans les ouvrages scientifiques, notamment en fonction de paramètres liés au cycle biologique comme l'âge maximum, les taux de croissance, la taille maximum ou l'âge moyen de la maturité, qui suggèrent des valeurs de  $M$  comprises entre 0,08/année et 0,15/année, peuvent néanmoins s'appliquer, dans une certaine mesure, aux stocks de sébaste (figure 1).

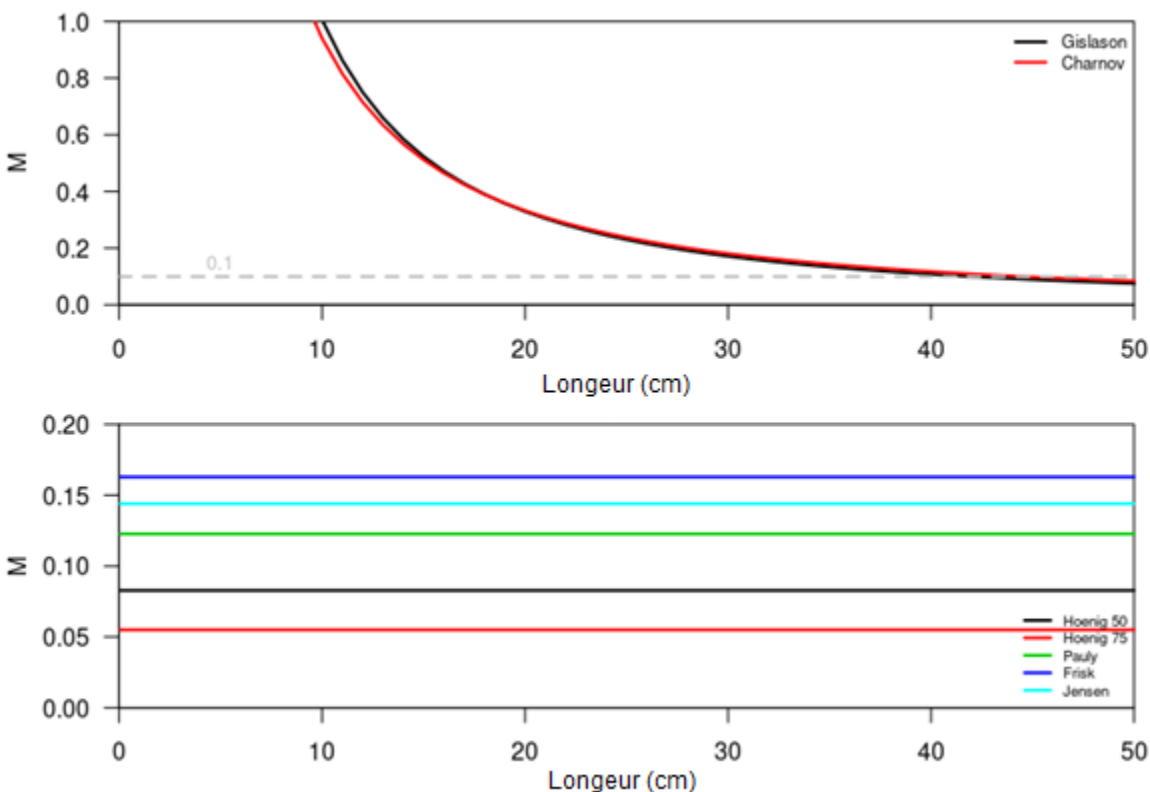


Figure 1. Estimations de la mortalité naturelle selon les caractéristiques du cycle biologique, s'appuyant sur les publications scientifiques dont les méthodes sont susceptibles de s'appliquer au sébaste des unités 1 et 2. Les paramètres utilisés étaient les suivants :  $k = 0,096$ ;  $L^\infty = 45,8$  cm; âge maximal moyen = 50; âge maximal observé = 75; âge moyen à maturité = 8; température de l'eau = 3 °C. La majorité de ces méthodes sont résumées dans Kenchington (2014) et Pardo et al. (2012).

Les méthodes fondées sur la littérature qui ont été choisies devaient pouvoir s'appliquer, dans une certaine mesure, au sébaste. Par exemple, la méthode de Frisk, qui a été élaborée pour des espèces longévives d'élaasmobranches à faible taux de croissance, emploie une fonction du taux de croissance de von Bertalanffy (Frisk *et al.* 2001). La méthode de Hoerig, fondée sur l'âge maximal, est calculée à partir des classes d'âge de 50 et de 75 ans. En effet, l'âge de 50 ans est l'âge maximal qui avait été observé dans la cadre d'une étude sur le vieillissement portant sur le stock des unités 1 et 2 (Campana *et al.* 2015), tandis que l'âge de 75 ans est l'âge le plus avancé jamais observé (Campana *et al.* 1990) selon un niveau de confiance acceptable.

---

Il est concevable que, pour les deux espèces, les cohortes très abondantes de 2011-2013 donnent lieu à un taux de mortalité naturelle dépendant de la densité. Ce scénario a été abordé par l'un des modèles opérationnels de la présente ESG.

### Maturité

La relation entre la maturité et la longueur d'un individu a été établie à partir des données présentées dans Gascon (2003), où 434 individus de l'unité 1 et 983 individus de l'unité 2 ont été prélevés entre 1996 et 1999 afin d'en déterminer l'espèce, l'âge, le stade de maturité et la longueur. La détermination du nombre d'individus matures d'une espèce donnée est fondée sur la relation maturité-longueur par espèce et par sexe, selon une courbe logistique. Chez les femelles matures des deux espèces, la plus faible longueur à maturité était d'environ 23 à 24 cm. La fourchette de longueur des femelles reproductrices pour la période 1996-1999 était beaucoup plus grande dans le cas de *S. mentella* que de *S. fasciatus*. En effet, alors que les femelles de *S. mentella* mesuraient de 24 à 47 cm de longueur, très peu de femelles de *S. fasciatus* atteignaient une longueur supérieure à 35 cm. En général, les mâles atteignent la maturité sexuelle un an ou deux avant les femelles (*S. mentella* : 50 % des mâles sont matures à 9 ans (22,8 cm) comparativement à 10 ans (25,4 cm) chez les femelles; *S. fasciatus* : 50 % des mâles sont matures à 7 ans (19,6 cm) comparativement à 9 ans (24,1 cm) chez les femelles).

Dans le cadre des relevés du MPO, on procède à la mesure d'un échantillon d'individus (maximum de 200 individus), à la détermination du sexe (30 individus) et à l'identification de l'espèce selon le nombre de rayons mous de la nageoire anale. La proportion d'individus matures selon l'espèce et le sexe est déterminée à partir de l'échantillon et extrapolée à l'ensemble des prises.

L'équation de la courbe logistique prend la forme suivante :

$$\text{Proportion d'individus matures} = e^{(a+b \cdot L)} / (1 + e^{(a+b \cdot L)})$$

<i>S. fasciatus</i>	femelle	$a = -10,605$	$b = 0,441$	$L_{50} = 24,1$
<i>S. fasciatus</i>	mâle	$a = -10,687$	$b = 0,545$	$L_{50} = 19,6$
<i>S. mentella</i>	femelle	$a = -9,550$	$b = 0,377$	$L_{50} = 25,4$
<i>S. mentella</i>	mâle	$a = -7,521$	$b = 0,330$	$L_{50} = 22,8$

Ces équations permettent de déterminer la fraction du stock ayant atteint la maturité selon la longueur des individus qui le composent. Des proportions non nulles sont prévues pour les individus de taille inférieure à la taille minimale à laquelle les individus matures ont été observés. Par conséquent, ces équations ont été adaptées aux fins de la présente ESG. Selon l'étude de Gascon (2003), les plus petites femelles matures observées mesuraient 16 cm chez *S. mentella* et 12 cm chez *S. fasciatus*). Tous les individus dont la longueur se situait en dessous de ce seuil ont été considérés comme immatures, et les équations ont seulement été appliquées à l'ensemble des individus dont la longueur atteignait ou dépassait la taille à maturité minimale observée.

### Fortes cohortes historiques

Des données sur la composition en longueur d'après les relevés au chalut de fond indépendants de la pêche sont disponibles de 1984 à 2017. Ces données permettent d'estimer la force des cohortes à partir d'environ 1970. Des documents de recherche ont néanmoins indiqué certaines années antérieures à 1970 où de très grandes cohortes de sébastes dans les unités 1 et 2 ont été observées (CSCPCA 1984; tableau E.1). Aux fins de la présente ESG, nous avons formulé les distributions *a priori* des écarts aléatoires du recrutement pour les

---

années antérieures à 1970 qui comportaient, selon les publications scientifiques, de très grandes cohortes. Cette distribution *a priori* était fondée sur une méta-analyse d'ensembles de données stock-recrutement sur les stocks d'espèces du genre *Sebastes*, d'après la base de données à la mémoire de Ransom Myers (RAM). L'annexe E présente de plus amples détails sur la méthode utilisée pour établir cette formule de la distribution *a priori* des écarts aléatoires du recrutement liés à de fortes cohortes pour les années antérieures à 1970.

## MODÈLES OPÉRATIONNELS

### DESCRIPTION DU MODÈLE DE RÉFÉRENCE

Des modèles de dynamique des populations structurés selon l'âge ont été formulés séparément pour les stocks de *S. fasciatus* et de *S. mentella* des unités 1 et 2. Ces deux modèles comprenaient les mêmes ensembles d'équations pour les diverses composantes fonctionnelles (voir l'annexe D pour obtenir plus de détails et consulter l'ensemble complet des équations). Étant donné le manque de données structurées spatialement sur les pêches dans les unités 1 et 2, deux modèles de dynamique des populations s'appuyant sur l'agrégation spatiale ont été formulés, soit un pour chaque stock de poisson. En outre, étant donné le manque de données sur les prises en ce qui concerne les différentes composantes de la flottille de pêche, il a été nécessaire de modéliser les proportions selon l'âge des poissons capturés qui ont été conservés, et ce, pour les différentes combinaisons de flottilles de pêche d'une année à l'autre. L'abondance à l'âge, qui a été modélisée pour chaque année, représente donc, pour chaque année, l'état moyen de chacune des deux populations de sébaste en combinant les unités de gestion 1 et 2.

Une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt a été appliquée pour prédire le nombre prévu de poissons d'âge 1 produits, chaque année, par la biomasse du stock reproducteur. Cette fonction permettait de tenir compte du cannibalisme et d'autres forts facteurs compensatoires analogues qui, du moins jusqu'à tout récemment, n'étaient pas présents chez les sébastes des unités 1 et 2. La maturité selon l'âge était représentée par une fonction logistique. Les paramètres de cette fonction logistique, traités comme étant fixes et connus pour chaque espèce, ont été obtenus d'une étude de la fraction de la maturité selon l'âge chez *S. fasciatus* et *S. mentella* dans le golfe du Saint-Laurent (Gascon 2003). Toutefois, les fonctions logistiques de Gascon (2003) ont prédit des fractions positives d'arrivée à maturité chez des poissons de plus bas âges que ce qui avait été observé dans cette étude. Les essais initiaux du modèle opérationnel ayant appliqué cette fonction logistique semblaient surestimer la biomasse du stock reproducteur des années récentes. L'âge minimal auquel des poissons matures ont été détectés par Gascon (2003) était de 4 ans chez *S. fasciatus* et de 6 ans chez *S. mentella*. Pour éviter une telle surestimation, les modèles opérationnels ont appliqué ces âges minimaux à maturité observés ainsi que la fonction logistique de Gascon (2003) pour *S. fasciatus* et *S. mentella*.

Les écarts annuels par rapport au recrutement prévu par la fonction stock-recrutement, c.-à-d. les écarts aléatoires du recrutement, ont été modélisés sous la forme d'écarts aléatoires log-normaux. Une fonction de croissance de von Bertalanffy a été appliquée pour représenter la longueur selon l'âge, au moyen des valeurs des paramètres tirées de rapports publiés sur la croissance des deux espèces (McAllister et Duplisea 2011). Les valeurs des paramètres de croissance qui ont été utilisées sont décrites dans la section sur le taux de croissance du présent document. D'autres estimations (p. ex. McAllister et Duplisea 2011) ont produit des estimations invraisemblables pour certains paramètres clés, dont le paramètre d'inclinaison de la pente. Par conséquent, les modèles opérationnels ont appliqué les estimations antérieures de la croissance, au lieu des estimations plus récentes des valeurs des paramètres de

---

croissance. Cependant, comme il a été mentionné précédemment, les estimations pour *S. fasciatus* ont été mises à jour en fonction des ajustements du modèle opérationnel aux données relatives à *S. fasciatus*. Une valeur fixe constante a été appliquée au taux de mortalité naturelle selon l'âge pour les deux espèces, soit 0,1/année pour *S. mentella* et 0,125/année pour *S. fasciatus* (se reporter à la section ci-dessus sur les sources documentaires en ce qui a trait aux paramètres du cycle biologique utilisés).

## **MODÉLISATION DE LA VULNÉRABILITÉ À LA PÊCHE SELON L'ÂGE**

La vulnérabilité selon l'âge à la mortalité par pêche a été modélisée au moyen d'une fonction logistique pour les deux espèces. Pour tenir compte de la pratique historique ayant consisté à rejeter les prises de sébaste de plus petites tailles, une fonction de la probabilité de conservation des prises selon l'âge a été appliquée, sous forme de fonction logistique, afin de calculer les prises conservées (annexe D). Un paramètre de compensation précisait la différence moyenne entre le paramètre  $a_{50}$  pour la probabilité de conservation des prises et le paramètre  $a_{50}$  pour la vulnérabilité à la pêche selon l'âge. Une analyse des données historiques sur la composition en longueur des prises conservées – des données issues de la couverture des observateurs – suggère que la distribution de la composition en longueur des prises de sébaste conservées a changé au fil des années de la série chronologique (voir ci-dessous et l'annexe D). Le modèle opérationnel de base s'est appuyé sur le résultat le plus parcimonieux de cette analyse, lequel suggérait qu'avant 1994, la vulnérabilité à la pêche selon l'âge était moindre que celle observée en 1994 et lors des années ultérieures. Pour tenir compte de l'évolution historique de la vulnérabilité à la pêche, on a tenté d'appliquer une marche aléatoire aux paramètres de la vulnérabilité par pêche. Cette tentative n'a toutefois pas permis d'obtenir un ajustement stable du modèle aux données. On s'est donc appuyé sur l'hypothèse que la sélectivité des engins de pêche était stationnaire sur deux blocs fixes d'années historiques, c'est-à-dire avant 1994, et à partir de 1994. En outre, pour chaque année historique, une valeur fixe a été appliquée pour représenter le ratio de la mortalité par pêche de la biomasse par rapport à la biomasse des prises conservées (figures 8 et 15). Les valeurs appliquées ont été formulées dans le cadre d'une étude fondée sur des entrevues portant sur la pratique historique des rejets (Duplisea 2016).

## **AJUSTEMENT DES MODÈLES OPÉRATIONNELS AUX DONNÉES**

Pour tous les modèles opérationnels examinés, lesquels nécessitaient des changements aux paramètres historiques, les valeurs estimées des paramètres ont été obtenues au moyen d'un ajustement de chaque modèle aux données historiques, y compris aux indices d'abondance et aux données sur la composition en longueur d'après les relevés au chalut de fond, ainsi qu'aux compositions en longueur des prises de la pêche commerciale. On s'est appuyé sur l'hypothèse qu'en 1950, l'abondance des deux populations était proche de l'équilibre non exploité moyen. Les données sur les prises, qui remontent à 1960, affichaient de petits nombres de prises par rapport aux pêches des années 1980 et du début des années 1990. Des extrapolations ont été faites pour prolonger la série chronologique des prises vers le passé jusqu'en 1950, ce qui a permis de supposer que le nombre de prises en 1950 était très faible, puis a augmenté graduellement jusqu'aux nombres de prises qui étaient enregistrés au début des années 1960.

L'estimation des paramètres s'est appuyée sur l'application d'un cadre d'analyse statistique bayésien de réduction du stock d'après les prises selon la longueur (McAllister et Ianelli 1997). Pour chacun des modèles opérationnels, les paramètres ont été estimés séparément pour les deux espèces. Des distributions informatives *a priori*, par exemple le paramètre stock-recrutement de Beverton-Holt (Forrest *et al.* 2010), ont aussi été appliquées pour faciliter l'estimation de certains des paramètres. Chacun des modèles opérationnels a été ajusté aux



---

estimations disponibles de la biomasse d'après les relevés au chalut des unités 1 et 2, d'après les données sur la composition selon la longueur du relevé au chalut de l'unité 1, et d'après les données combinées sur la composition en longueur des prises de la pêche dans les unités 1 et 2 à partir du nombre de prises conservées depuis 1984 (les prises de la pêche aux sébastes ne pouvant pas être séparées par espèce). Des données sur la composition en longueur des prises de la pêche étaient disponibles pour l'unité 2 de 1996 à 1999, mais pas pour l'unité 1, cette absence de données pouvant s'expliquer, en partie, par la fermeture de la pêche commerciale dans l'unité 1, mais pas dans l'unité 2 au cours de ces années. Les paramètres qui ont été estimés comprenaient notamment : la biomasse moyenne à long terme du stock mature non exploité; le ratio de compensation du recrutement; les paramètres logistiques; les constantes de proportionnalité pour l'indice total de la biomasse selon les relevés de l'unité 1 et de l'unité 2; la constante de proportionnalité pour l'indice de la biomasse selon le relevé de l'unité 1 (voir la section Procédures de gestion ci-après); les paramètres logistiques de la fraction selon l'âge des prises conservées de la pêche commerciale pour les années antérieures à 1994, puis en 1995 et après; et les écarts aléatoires du recrutement à l'âge 1 de 1947 à 2016.

Pour les paramètres estimés, les fonctions de densité *a priori* sont indiquées à l'annexe D. Une valeur *a priori* uniforme a été appliquée pour la biomasse moyenne du stock reproducteur non exploité, ou  $B_0$ . La fonction de densité *a priori* pour le paramètre d'inclinaison de la pente (qui détermine la compensation du recrutement) est tirée de l'étude de Forrest *et al.* (2010). Pour les années antérieures à la série chronologique de données sur la composition selon la longueur d'après le relevé au chalut de l'unité 1, des études scientifiques et des rapports de gestion sur les sébastes dans le golfe du Saint-Laurent faisaient état d'importantes cohortes lors de certaines années historiques précises (p. ex. CSCPCA 1984; Gascon 2003; tableau E.1). Ces études, qui avaient examiné des données n'ayant pas été utilisées dans le cadre de l'analyse actuelle, ont donc servi à formuler des *a priori* relatifs aux écarts aléatoires du recrutement pour les années antérieures à 1970. Ainsi, pour les années où aucune grande cohorte n'avait été observée, une valeur *a priori* moyenne de zéro a été assignée pour le logarithme naturel du multiplicateur de recrutement. Pour les années qui avaient donné lieu à de grandes cohortes, une valeur *a priori* moyenne positive non nulle a été assignée pour les écarts aléatoires du recrutement (annexe E). La valeur *a priori* moyenne pour une année ayant donné lieu à une grande cohorte a été formulée à partir d'une méta-analyse empirique de type bayésien des données stock-recrutement des espèces du genre *Sebastes*. Cette méta-analyse a été effectuée pour calculer la valeur moyenne des importants écarts aléatoires du recrutement à l'échelle des stocks des espèces du genre *Sebastes*, c.-à-d. les multiplicateurs de recrutement ( $mR$ ) dont les valeurs sont d'au moins cinq, ou les valeurs du logarithme naturel des  $mR$  (c.-à-d. les écarts aléatoires du recrutement) d'au moins 1,609. Les ensembles de données sur le stock-recrutement pour les espèces du genre *Sebastes* ont été obtenus à partir du site Web à la mémoire de Ransom Myers (RAM), et des rapports d'évaluation des stocks de sébastes. Des séries chronologiques de données sur le recrutement et la biomasse du stock reproducteur (BSR) ont uniquement été compilées pour les stocks dont les séries chronologiques présentaient des valeurs constantes ou aucune discontinuité abrupte (indiquant un manque ou des erreurs d'estimation). Il en est resté 19 ensembles de données, dont un seul portait sur un stock de sébaste, c'est-à-dire le stock de *S. fasciatus* du golfe du Maine. La valeur moyenne des écarts aléatoires du recrutement importants était de 2,1, avec un écart-type de 0,56. La valeur moyenne de l'écart-type dans le logarithme naturel des multiplicateurs de recrutement était de 0,84, avec un écart-type de 0,46. Ainsi, la valeur *a priori* moyenne d'un écart de recrutement important a été établie à 2,1. L'écart-type *a priori* pour les écarts aléatoires du recrutement a aussi été arrondi à 1,0 de façon à tenir compte d'une plus grande incertitude en raison de la faible représentation des sébastes dans les ensembles de données sur le

---

recrutement chez les espèces du genre *Sebastes* inclus dans la méta-analyse. Les fonctions de vraisemblance appliquées étaient des fonctions conventionnelles des modèles d'évaluation des stocks relativement aux statistiques de capture selon l'âge (annexe D). Les données des relevés de l'unité 1 et les données sur la composition selon la longueur des prises de la pêche commerciale ont été évaluées au moyen de fonctions de vraisemblance multinomiales. Pour donner plus de poids aux données sur la composition des prises des relevés qu'à celles des pêches commerciales, une taille d'échantillon effective de 25 a été attribuée pour chaque relevé annuel, et de 10 pour chaque registre de pêche annuel. Les relevés de la biomasse dans l'unité 1 et les indices de biomasse issus des relevés au chalut du GEAC dans l'unité 2 ont été évalués au moyen des fonctions de vraisemblance log-normales. La même variance d'erreur a été appliquée aux indices de biomasse issus des relevés des unités 1 et 2.

Pour s'assurer que le codage avait été effectué correctement, le modèle opérationnel a d'abord été codé pour *S. mentella* dans Excel, et l'estimation des paramètres a été effectuée au moyen du logiciel Frontline Solver. Le même modèle a été construit au moyen du logiciel ADMB et a été ajusté aux mêmes données. Au terme de processus de raffinage, les deux constructions du modèle permettaient d'obtenir des estimations pratiquement identiques des paramètres, c.-à-d. que les différences entre les estimations des paramètres modaux *a posteriori* dans ADMB et dans Excel étaient toutes inférieures à 1 %. Le logiciel ADMB a ensuite permis de calculer les écarts-types *a posteriori* dans les paramètres et les corrélations *a posteriori* entre les paramètres. Le modèle de dynamique des populations décrit ci-dessus pour *S. fasciatus* a également été codé et ajusté en utilisant ADMB. Une matrice hessienne définie positive a été obtenue au moment de calculer les approximations des écarts-types *a posteriori* et des corrélations *a posteriori* entre les paramètres, ce qui indique une minimisation réussie des fonctions au moyen du logiciel ADMB pour *S. fasciatus* et *S. mentella*. Les écarts modaux et les écarts-types *a posteriori* pour les paramètres du modèle opérationnel de référence sont indiqués, pour les deux espèces, aux tableaux 5 et 6.

## **SIMULATION DE LA DYNAMIQUE FUTURE DES POPULATIONS ET DES PÊCHES**

Dans le cadre d'une ESG, une pratique exemplaire consiste à représenter l'incertitude des paramètres au moyen des algorithmes de Monte-Carlo pour effectuer une intégration bayésienne (p. ex. Cox et Kronlund 2016). De nombreuses tentatives ont été faites, sur une période de deux mois, pour appliquer les algorithmes MCMC dans ADMB afin de générer des chaînes de Markov pouvant être utilisées pour former des échantillons de paramètres tirés de la distribution *a posteriori* relativement aux paramètres du modèle opérationnel. Ainsi, des chaînes de Markov des valeurs de paramètres provenant d'exécutions du logiciel ADMB échelonnées sur quelques jours ont été générées à plusieurs reprises. Toutefois, malgré les nombreux ajustements apportés aux options du logiciel ADMB relatives aux chaînes de Markov, et malgré de très longues exécutions du logiciel, l'analyse diagnostique des chaînes a révélé que ces dernières ne représentaient pas la distribution *a posteriori* marginale. Par exemple, les tracés des chaînes ont montré leur instabilité élevée, et il s'est avéré impossible d'obtenir des fonctions de densité *a posteriori* à partir de grandes séquences de valeurs de paramètres provenant de différents segments des chaînes de Markov ayant été générées. L'autocorrélation des valeurs de paramètres dans les chaînes était très élevée, et ces chaînes semblaient demeurer en mode « test d'échauffement » même après de très longues exécutions. Il est possible que cet échec de convergence des chaînes de Markov mises à l'essai soit le résultat des signaux de cohorte extrêmement forts, mais peu fréquents dans les données sur la composition selon la longueur (p. ex. avec des estimations ponctuelles des multiplicateurs de recrutement supérieurs à 500 fois en 2011 pour *S. mentella*), et de la piètre qualité des données sur la composition selon la longueur des prises de la pêche commerciale. En effet, ces dernières données ont été estimées en séparant la composition en longueur combinée par

---

espèce, et seulement à partir d'échantillons des prises conservées. Aucune donnée sur la composition des prises n'était disponible par espèce pour les prises hissées à bord en mer.

Pour représenter l'incertitude des paramètres dans les modèles opérationnels, nous avons utilisé les estimations du logiciel ADMB pour les valeurs modales *a posteriori* des paramètres, ainsi que la formulation hessienne inversée de la matrice des variances-covariances pour les paramètres. Ces estimations obtenues dans ADMB, c.-à-d. le mode *a posteriori* et la matrice de variance-covariance *a posteriori* obtenue à partir de la matrice hessienne, nous ont permis de former, selon une distribution normale multivariée, des approximations des fonctions combinées de densité *a posteriori* des paramètres. Le mode *a posteriori*, obtenu au moyen de la fonction de minimisation du logiciel ADMB, a été utilisé pour caractériser la moyenne de la distribution normale multivariée, et la matrice des variances-covariances de cette distribution a été tirée de la matrice hessienne calculée selon le mode *a posteriori* au moyen du logiciel ADMB.

Pour générer des extrapolations au moyen des modèles opérationnels aux fins de l'évaluation des différentes procédures de gestion proposées, des tirages indépendants ont été faits à partir de l'approximation de la distribution normale multivariée de la fonction de densité *a posteriori* combinée des paramètres. Dans tous les ajustements des différents modèles opérationnels aux données, des matrices hessiennes définies positives ont été obtenues. Les écarts-types *a posteriori* relatifs aux paramètres clés étaient plausibles, compte tenu des *a priori* et des ajustements aux données obtenues, et les corrélations *a posteriori* entre les paramètres n'étaient jamais supérieures à environ 0,9, ce qui indique que les modèles ajustés n'avaient pas été excessivement paramétrés. Compte tenu du fait que l'approximation de la distribution normale multivariée fournissait une approximation plutôt imprécise de la valeur *a posteriori* combinée, les valeurs des paramètres ainsi obtenues ont d'abord été appliquées à une projection de la biomasse de l'année 1950 à l'année 2017. Dans les cas où la biomasse projetée ne survivait pas jusqu'à l'année 2017 en raison du tirage de paramètres trop pessimistes, ce tirage était écarté du processus. Seuls les tirages de paramètres ayant permis à la biomasse du stock calculé de survivre jusqu'à l'année 2017 ont été retenus aux fins des prévisions futures.

## **Blocs de sélectivité des engins de pêche**

Les données sur les débarquements commerciaux ayant trait à l'ensemble des engins, des tailles de navire, des mois et des zones de l'OPANO ont été compilées pour les unités 1 et 2 entre 1985 et 2015 afin de définir les périodes de sélectivité semblable des engins de pêche aux sébastes (annexe D). En premier lieu, une analyse des composantes principales a été effectuée pour chacune des quatre matrices décrivant les caractéristiques de la pêche (engin, navire, mois et zone). Les deux premières composantes principales, qui expliquent entre 89 % et 99 % de la variation au sein des matrices, ont été extraites et conservées. Cette étape a permis d'obtenir une représentation de chaque matrice selon le même nombre de variables, sachant que les analyses par grappes sont sensibles au nombre de variables incluses (Legendre et Legendre 2012). Ensuite, les huit composantes principales ainsi obtenues ont été utilisées dans une méthode de partitionnement en *k*-moyennes. Cette méthode consiste à créer, de façon itérative, des groupes visant à partitionner les observations (*n*) en *k* grappes où chaque observation appartient à la grappe dont la moyenne est la plus proche. Le critère SSI a été minimisé, et le partitionnement qui semblait le plus approprié était une division en 2 ou 3 périodes. La séparation la plus importante a été appliquée entre 1993 et 1994, et la seconde entre 1989 et 1990. Les caractéristiques qui présentaient le plus grand contraste pour chaque période sont les suivantes : entre 1985 et 1989, le chalut de fond était l'engin le plus utilisé, mais il a été remplacé par le chalut pélagique de 1990 à 1993. De 1994 jusqu'aux dernières années, le moratoire imposé dans l'unité 1 définit la dernière période historique, où les

---

débarquements ont diminué de façon marquée. Cette analyse a été effectuée chez des espèces du genre *Sebastes* en se penchant sur différentes façons de répartir le total de débarquements commerciaux par espèce. Dans tous les cas, des résultats similaires ont été obtenus.

### **Simulation du recrutement futur**

Pour arriver à extrapoler des scénarios plausibles du recrutement futur, il a fallu étudier les attributs des séries chronologiques relatifs aux estimations des écarts aléatoires historiques du recrutement pour *S. mentella* et *S. fasciatus*. Voici quelques-uns des principaux attributs des écarts aléatoires du recrutement historiques : (1) Il existe une forte corrélation positive (environ 0,74) entre les écarts aléatoires du recrutement pour *S. fasciatus* et *S. mentella*. (2) L'autocorrélation avec décalage de 1 dans les écarts aléatoires du recrutement est assez élevée pour les deux espèces, soit environ 0,5 pour *S. fasciatus* et 0,34 pour *S. mentella*. (3) Pour les deux espèces, on ne comptait pas plus de quatre grands écarts aléatoires du recrutement (des multiplicateurs plus grands que 5) pour toute séquence de 40 ans. (4) Pour les deux espèces, plus de deux ou trois cohortes fortes se sont possiblement produites dans une seule séquence de trois ans. (5) Pour les deux espèces, après cette courte séquence de cohortes fortes, la prochaine cohorte forte s'était seulement produite huit ans plus tard. D'après notre étude des estimations des écarts aléatoires du recrutement, nous avons formulé une procédure bootstrap non paramétrique conditionnelle afin de générer les futures séries chronologiques des écarts aléatoires du recrutement. Pour évaluer la sensibilité des résultats d'évaluation en simulation à la méthode appliquée pour simuler des écarts aléatoires du recrutement, nous avons formulé un second protocole pouvant générer des séries chronologiques des écarts aléatoires du recrutement, cette fois selon un protocole bootstrap paramétrique conditionnel. L'annexe D fournit un résumé des deux procédures bootstrap conditionnelles utilisées pour générer les écarts aléatoires du recrutement futur.

### **MISE EN ŒUVRE DES PROCÉDURES DE GESTION PAR SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE**

La simulation en boucle fermée a été programmée dans le logiciel statistique R. Ce logiciel traite les vecteurs des valeurs de paramètres ayant été tirés d'une approximation de la fonction de densité *a posteriori* combinée s'appliquant aux paramètres des modèles opérationnels. Pour chaque simulation future, un vecteur de 40 écarts aléatoires du recrutement est également obtenu au moyen de la méthode bootstrap non paramétrique conditionnelle décrite à l'annexe D (et, pour un seul des modèles opérationnels marginaux, au moyen d'une méthode bootstrap paramétrique conditionnelle).

Étant donné que la composition taxonomique des prises de sébaste des unités 1 et 2 n'est pas évaluée, l'estimation des prises futures devait tenir compte de l'incertitude concernant la biomasse des prises tuées par espèce et la mortalité par pêche pour chaque année future. La limite de prises pour les deux espèces combinées a été divisée en une quantité potentielle de prises conservées par espèce, au moyen d'une méthode bootstrap appliquant la fourchette des valeurs historiques pour la proportion de *S. fasciatus* dans les prises conservées et déclarées de 2000 à 2017. Par souci de cohérence avec le plus récent ratio de la biomasse des prises tuées par rapport à la biomasse des prises conservées et déclarées, les valeurs limites des prises séparées en deux espèces pour chaque année future ont été multipliées par un facteur de 1,1 afin de calculer la biomasse totale des prises tuées par espèce. Dès lors, il était possible de calculer les taux de prise par espèce en divisant la biomasse des prises tuées par espèce par la biomasse vulnérable à la pêche par espèce (voir l'annexe D). Pourvu que la biomasse calculée des prises tuées par espèce soit inférieure à 95 % de la biomasse vulnérable pour les

---

deux espèces, on s'est appuyé sur l'hypothèse que les futures règles de contrôle des prises proposées allaient conserver les limites de prises qu'elles précisaient, et que les flottes de pêche allaient déclarer leurs prises pour 110 % de la biomasse tuée en comptant les 10 % non conservées (p. ex. s'échappant des filets, endommagées, ou prises accessoires non déclarées dans d'autres pêches).

## **PRINCIPAUX AXES D'INCERTITUDE**

La présente ESG a abordé de nombreuses sources d'incertitude liées à la pêche du sébaste dans les unités 1 et 2, lesquelles ont été regroupées en cinq principaux axes d'incertitude. Ces axes ont été répertoriés par ordre d'importance, selon notre compréhension de leur incidence possible sur la pêche du sébaste dans les années à venir, et afin de déterminer le rendement des procédures de gestion proposées. Il existe toutefois d'autres types d'incertitude qui n'ont pas été abordés dans la présente ESG, par exemple en ce qui concerne les interactions écologiques entre les sébastes et d'autres ressources halieutiques. Toutefois, dans le contexte actuel de cette ESG des sébastes, le temps alloué ne permettait pas d'élaborer des modèles opérationnels pouvant représenter ces autres types d'incertitude de façon pertinente. En effet, les interactions potentielles au sein des écosystèmes peuvent s'avérer très compliquées, nécessitant des recherches plus approfondies avant de pouvoir élaborer des modèles pertinents et statistiquement rigoureux permettant de représenter ces interactions aux fins de l'ESG.

Axe 1 : Le moment où se produiront les futurs épisodes de grandes cohortes. Sur 40 ans, de tels épisodes se sont produits à une fréquence d'environ 4 fois pour les deux espèces, avec un écart d'environ 30 ans entre deux des épisodes consécutifs de fort recrutement. Malgré l'élaboration d'hypothèses relatives aux facteurs océanographiques, les mécanismes susceptibles de favoriser la production de cohortes fortes demeurent mal compris et imprévisibles. L'occurrence de grandes cohortes constitue la principale source de production de biomasse exploitable, et, en compte tenu des faibles taux de mortalité naturelle, le fait qu'une ou plusieurs cohortes fortes se produisent ou non au cours des 5 ou 10 prochaines années déterminera la vitesse à laquelle sera épuisée la biomasse excédentaire prévue provenant de ces fortes cohortes de sébastes.

Axe 2 : Les incertitudes relatives à la séparation par espèce des prises historiques. L'absence d'une façon directe de mesurer la composition taxonomique des prises historiques engendre un problème d'échelle qui complique l'estimation de la taille et de la productivité de chacun des deux stocks à l'étude, dans le passé et dans l'avenir. Les estimations de la force de la cohorte et de la biomasse actuelle du stock chez ces deux espèces de sébaste s'appuient fortement sur des valeurs hypothétiques quant à la répartition des prises par espèce des années historiques et récentes.

Axe 3 : Les principaux attributs du cycle biologique des deux espèces de sébaste. En raison de la difficulté à obtenir des échantillons selon l'âge des sébastes par espèce, il demeure des incertitudes quant au taux de mortalité naturelle chez les deux espèces, notamment à savoir si ce taux peut varier systématiquement selon l'âge, et s'il peut s'appliquer à un modèle de Lorenzen où une diminution du taux serait inversement proportionnelle à la taille du poisson. Les estimations de la croissance demeurent également incertaines pour les deux espèces. L'analyse directe des données des relevés au chalut suggère un paramètre longueur maximale ( $L_{\infty}$ ) plus petit que ce qu'indiquent les estimations des populations de sébaste d'autres régions de l'Atlantique Nord, et plus petit que les valeurs prises en compte dans l'ajustement des modèles opérationnels aux données historiques des relevés en ce qui concerne la composition en longueur. Il subsiste également une incertitude concernant une possible dépendance à la

---

densité en ce qui concerne la croissance et le taux de mortalité naturelle, surtout chez les cohortes de sébastes très abondantes.

**Axe 4** : L'étendue de la pratique historique des rejets, où seuls les poissons de grande taille étaient conservés, les plus petits poissons étant rejetés à l'eau, surtout par le passé. Une récente étude fondée sur des entrevues (Duplisea 2016) a montré que la pratique des rejets (remise à l'eau des prises de petite taille) avait pris une ampleur considérable au cours de certaines périodes historiques. L'ampleur et l'étendue de cette pratique des rejets au cours des années historiques demeurent méconnues, mais Duplisea (2018) a tenté d'en mesurer certains aspects. Cette incertitude quant à la pratique des rejets engendre une incertitude quant aux estimations des taux historiques de mortalité par pêche, et quant à l'abondance et la productivité historiques et actuelles des stocks. En outre, il existe une incertitude quant aux hypothèses liées à la vulnérabilité à la pêche des poissons plus âgés et plus grands, ce qui pourrait donner lieu à une courbe en dôme ou asymptotique des fonctions de vulnérabilité selon l'âge.

**Axe 5** : L'ampleur de la compensation du recrutement. On a souvent constaté, parmi différentes ESG publiées, que l'incertitude liée au paramètre d'inclinaison de la pente du recrutement, qui sert à produire un indice de la compensation du recrutement, est l'un des types d'incertitude ayant la plus grande incidence sur les prédictions d'un modèle opérationnel (Punt *et al.* 2014). Par exemple, les valeurs supposées pour le paramètre d'inclinaison de la pente ont fortement déterminé l'ordre de classement des procédures de gestion et la portée du compromis entre les objectifs de pêche et les objectifs de conservation du stock (Edwards 2016). Toutefois, dans le cas des sébastes des unités 1 et 2, les données suggèrent une compensation du recrutement plutôt faible pour les deux espèces, et légèrement plus élevée pour *S. fasciatus*, tandis que l'incertitude quant à l'étendue de la compensation du recrutement est, pour ainsi dire, éclipsée par l'incertitude relative au moment où une autre cohorte forte se matérialisera. On a constaté que le fait d'appliquer la fonction  $M$  de Lorenzen dans l'un des modèles opérationnels de base où  $M$  augmentait chez les poissons plus jeunes se traduisait par une productivité accrue et un ajustement de l'inclinaison de la pente compensé par une valeur moindre de l'inclinaison. Aussi, le fait de maintenir une valeur de  $M$  fixe tout en abaissant l'inclinaison dans les modèles opérationnels marginaux entraînait une productivité inférieure à celle observée dans le modèle de référence et dans le modèle de base utilisant la fonction  $M$  de Lorenzen; par exemple, l'estimation de la valeur  $U_{PME}$  était plus faible pour le scénario de faible inclinaison que le scénario utilisant le  $M$  de Lorenzen (voir ci-dessous).

## MODÈLES OPÉRATIONNELS

À la lumière des discussions tenues dans le cadre des réunions du groupe de travail et du groupe technique, plusieurs modèles opérationnels différents ont été proposés pour représenter un ensemble limité de scénarios plausibles en fonction des cinq axes d'incertitude susmentionnés. L'objectif principal d'une telle application de différents modèles opérationnels dans le cadre d'une ESG est de mettre à l'essai la robustesse des procédures de gestion proposées à l'égard de sources d'incertitude pertinentes à la pêche d'intérêt (Edwards 2016). Ces modèles, qui diffèrent du modèle de référence, représentent diverses hypothèses relatives aux caractéristiques des populations de sébaste et de la pêche aux sébastes, peuvent représenter différentes versions de ce qui s'est possiblement produit par le passé et de ce qui pourrait se produire dans l'avenir, ou peuvent conserver la même représentation du passé, mais en envisageant différents scénarios relatifs à la dynamique future de la pêche et des populations. Conformément à ce qui a été fait dans d'autres ESG qui ont récemment été réalisées (p. ex. pour la goberge de l'Atlantique canadien [Rademeyer et Butterworth 2011]), ces autres modèles opérationnels ont été regroupés en deux catégories : les modèles de base

---

et les modèles marginaux. Les deux sous-sections suivantes décrivent la justification de cette catégorisation des types de modèles opérationnels, et fournissent les détails de chacun des différents modèles opérationnels formulés.

## Modèles de base

Les procédures de gestion proposées devront, pour être retenues aux fins d'une éventuelle mise en œuvre, afficher un rendement acceptable sous tous les modèles opérationnels de cet ensemble. Les modèles de base, qui représentent différentes hypothèses plausibles sur la façon dont la pêche et les stocks se sont comportés par le passé ou se comporteront dans l'avenir, sont considérés comme étant les plus représentatifs des principaux axes d'incertitude et ont été jugés vraisemblables du point de vue des scientifiques et des intervenants qui connaissent bien la pêche à l'étude. Par exemple, on a observé que les sébastes des unités 1 et 2 ont connu de longues périodes de faible recrutement pouvant durer jusqu'à quelques décennies, p. ex. de 1958 à 1971 et de 1980 à 2010 (figures 9 et 16), ce qui rend plausible la possibilité que l'on connaisse une longue période exempte de fortes cohortes depuis celle observée en 2011.

Dans la plupart des cas où le taux de mortalité naturelle avait été estimé de façon fiable, on a constaté que ce taux augmente avec l'âge, selon des facteurs écologiques qui sont bien compris (Lorenzen 1996; 2000). La mortalité naturelle selon Lorenzen ( $M$  de Lorenzen) peut également s'appliquer à d'autres espèces du genre *Sebastes*, dont les sébastes. Il est intéressant de tenir compte de la fonction  $M$  de Lorenzen pour les sébastes des unités 1 et 2 en raison des très grandes cohortes de 2011-2013, qui sont détectées depuis 2015, et de la possibilité que des taux plus élevés de mortalité naturelle fassent diminuer la force de ces cohortes d'ici leur recrutement à la pêche en 2018-2020.

Nous avons élaboré un bootstrap non paramétrique conditionnel fondé sur les attributs des écarts aléatoires du recrutement pour les deux stocks de sébaste des unités 1 et 2. Toutefois, il est plus courant d'appliquer des procédures bootstrap paramétriques conditionnelles pour simuler des écarts aléatoires du recrutement futurs, et on a constaté que le classement des procédures de gestion proposées peut s'avérer sensible à la façon dont le recrutement est simulé (Cox et Kronlund 2016; Szuwalski et Punt 2016). Nous avons donc introduit un autre modèle opérationnel de base qui applique un bootstrap paramétrique conditionnel afin de simuler les futurs écarts aléatoires du recrutement (annexe D).

La séparation des prises par espèce est un facteur déterminant dans l'estimation de la productivité du stock et de l'abondance des sébastes des unités 1 et 2. En s'appuyant sur la séparation par espèce effectuée lors des relevés au chalut, deux différents scénarios de composition taxonomique qui ont été formulés demeureraient plausibles en tenant compte des incertitudes liées à la séparation des prises par espèce dans le cadre des relevés au chalut. La série chronologique de séparations des prises par espèce qui a été supposée est également susceptible d'avoir une incidence sur l'évaluation du rendement des procédures de gestion. Ainsi, deux des modèles opérationnels de base utilisés étaient fondés sur ces deux scénarios supplémentaires relatifs à la séparation des prises par espèce.

On s'attend des différents modèles opérationnels de base à ce qu'ils produisent des résultats relativement semblables lors de leur ajustement aux données. Nous avons précisé les valeurs du critère d'information d'Akaike (AIC) afin d'indiquer dans quelle mesure chaque modèle opérationnel était ajusté aux données (tableaux S6 et S7); toutefois, ce critère n'a pas été utilisé (et ne devrait d'ailleurs pas être utilisé) pour établir un classement de la plausibilité des modèles opérationnels. Le critère d'information d'Akaike mesure uniquement le rendement statistique; en

---

outre, on a estimé que les connaissances des membres du groupe de travail sur la pêche à l'étude étaient plus appropriées pour juger de la plausibilité des modèles (Guthery *et al.* 2005).

### **Modèles marginaux**

Ces modèles sont considérés comme d'autres représentations plausibles des comportements de la pêche et du stock, mais leur pertinence scientifique est moindre que celle du modèle de référence et des modèles de base. Par exemple, lorsque l'on suppose qu'un processus différent ou supplémentaire s'est produit dans le passé ou se produira dans l'avenir, une spécification mathématique distincte a été formulée et peaufinée aux fins de la structure d'un modèle afin d'obtenir un ajustement acceptable aux données. Toutefois, étant donné le manque ou l'absence de recherche sur les possibles mécanismes, et en l'absence de données suffisantes pour orienter l'élaboration de la composante du modèle, un tel modèle opérationnel marginal proposé demeurera purement spéculatif et n'aura pas, en matière de plausibilité, le même poids que l'un des modèles de base. Par exemple, dans le scénario où l'on présume que le  $M$  augmentera considérablement au cours des prochaines années en raison de processus dépendants de la densité, nous avons formulé un modèle selon lequel le taux de mortalité naturelle aura doublé au cours des vingt prochaines années pour tous les sébastes à partir de la classe d'âge 1, pour ensuite retomber vers les niveaux historiques. L'application de ce modèle est très arbitraire pour plusieurs raisons. Par exemple, on ne sait pas exactement à quel point la valeur de  $M$  chez le sébaste d'âge 1+ pourrait augmenter sous l'effet d'une dépendance à la densité à mesure que l'abondance augmentera avec l'ajout des grandes cohortes de 2011-2013, et on ne sait pas quelles classes d'âge pourraient être touchées ni pendant combien de temps la hausse de la valeur de  $M$  pourrait persister. De plus, malgré l'existence de nombreuses analyses statistiques des prises selon l'âge chez d'autres stocks du genre *Sebastes*, les coauteurs de ces analyses n'ont connaissance d'aucun cas de population de *Sebastes* où le taux de mortalité naturelle des poissons recrutés (âge 1+) variait de façon mesurable au fil du temps ou était dépendant de la densité. Certains signes de cannibalisme chez les sébastes des unités 1 et 2 ont déjà été observés, c'est-à-dire la présence de sébastes juvéniles dans l'estomac de sébastes matures échantillonnés. Cette observation, qui donne à penser qu'une fonction stock-recrutement de Ricker pourrait être envisagée comme solution de rechange à la fonction stock-recrutement de Beverton-Holt, ne suggère toutefois pas que les taux de mortalité naturelle pour tous les poissons d'âge 1+ pourraient, de façon plausible, doubler au cours des 20 prochaines années. Pour ces raisons, le modèle opérationnel qui applique une valeur de  $M$  deux fois plus élevée dans les unités 1 et 2 peut seulement être considéré comme un modèle marginal, et non comme un modèle de base.

Par ailleurs, là où une vulnérabilité à la pêche selon l'âge prenant la forme d'une courbe en dôme a été proposée, aucun mécanisme particulier connu dans la pêche aux sébastes des unités 1 et 2 ne permettait d'étayer cette hypothèse. Par exemple, rien ne suggérait que les grands poissons soient plus en mesure d'éviter les filets de chalut ou d'être présents à des endroits moins visés par la pêche au chalut. Pourtant, bien que le modèle ait ajusté la composition en longueur des prises au chalut de fond en s'assurant de ne pas surestimer l'extrémité droite de la courbe, il avait tendance à surestimer la composition selon la longueur des prises de la pêche commerciale chez les deux espèces, en plus de suggérer la possibilité d'une courbe de vulnérabilité en dôme ou d'une courbe de croissance créant des poissons dont les tailles à l'âge étaient plus grandes que ce qui était réellement observé. Sans recherche à l'appui des mécanismes plausibles d'une courbe de vulnérabilité en dôme, de tels modèles opérationnels se doivent d'être considérés comme marginaux. Ce serait d'ailleurs le cas même si ces modèles devaient obtenir une valeur du critère d'information d'Akaike inférieure à celles des modèles de base.



Il est souhaitable que les procédures de gestion proposées qui obtiennent de bons résultats sous l'ensemble de modèles de base obtiennent également des résultats acceptables sous l'ensemble de modèles marginaux. Ainsi, tous les cas où les procédures de gestion affichant le meilleur rendement selon l'ensemble de modèles de base n'affichent pas un rendement acceptable sous les modèles marginaux devront être dûment notés. De même, si l'on découvre éventuellement qu'un modèle marginal devient plus plausible que les modèles de base, ou qu'une procédure de gestion appliquée n'avait pas produit un rendement acceptable selon le modèle marginal et que ce résultat s'était concrétisé en pratique, il pourrait s'agir d'un cas exceptionnel où une nouvelle série d'analyses de l'ESG devra être effectuée pour déterminer une nouvelle procédure de gestion dont le rendement est acceptable selon les modèles de base ainsi mis à jour.

Tableau 1. Liste des modèles de base, marginaux et de sensibilité formulés aux fins de l'ESG des sébastes des unités 1 et 2.

Modèle	Type	Description	Détails
1	De base	Référence	Ce modèle suppose que la sélectivité des engins de pêche est logistique et que le changement de la sélectivité au fil du temps est décrit par deux blocs temporels au cours de la série chronologique (des premières années à 1993; et de 1994 à aujourd'hui). Le recrutement simulé indiquera des tendances semblables à celles observées par le passé, en utilisant un bootstrap non paramétrique des événements de recrutement tirés de la série chronologique historique. Dans les extrapolations, les prises tuées = 1,1 * limite de prises selon la RCP.
6	De base	Recrutement futur réduit	Les simulations supposeront qu'il n'y aura aucune grande cohorte au cours des 20 prochaines années.
8	De base	Autre valeur de $M$	Ce modèle utilisera la fonction $M$ de Lorenzen (où le taux de mortalité naturelle ( $M$ ) varie selon la taille du poisson et est plus élevé chez les petits poissons) au lieu d'une valeur unique.
9	De base	Autre méthode de simulation de recrutement	Utilisation d'un bootstrap paramétrique du recrutement historique pour les simulations, avec estimation de la variance et du coefficient d'autocorrélation pour les événements de recrutement de la série chronologique historique depuis 1970.
10	De base	Autre séparation des prises	Suppose une différente séparation historique des prises que selon le scénario de référence – soit un plus grand nombre de <i>S. mentella</i> .
11	De base	Autre séparation des prises	Suppose une différente séparation historique des prises que selon le scénario de référence – soit un plus grand nombre de <i>S. fasciatus</i> .
2	Marginal	Autre vulnérabilité à la pêche	Suppose une courbe de vulnérabilité en forme de dôme, c.-à-d. double logistique pour les deux espèces.

Modèle	Type	Description	Détails
3	Marginal	Valeur élevée de $M$ dans l'avenir	La valeur de $M$ est doublée chez les deux espèces au cours des 20 prochaines années seulement. Il s'agit d'une façon d'examiner la dépendance à la densité lors des périodes de fortes cohortes.
4	Marginal	Croissance future réduite	Simule une réduction de la croissance future chez les deux espèces pour les 20 prochaines années en réduisant la longueur asymptotique ( $L_{\infty}$ ) à une valeur équivalant à 2/3 de celle du scénario de référence, tout en supposant la même valeur pour $K$ (précisons que $L_{\infty}$ et $K$ sont des paramètres de l'équation de croissance de von Bertalanffy). Il s'agit d'une autre façon d'examiner la dépendance à la densité lors des périodes de fortes cohortes.
5	Marginal	Recrutement futur réduit et prolongé	Les simulations supposeront une absence de grande cohorte au cours des 40 prochaines années.
14	Marginal	Autre ratio entre les prises tuées et prises conservées	Utilise un différent ensemble d'hypothèses que le scénario de référence relativement aux valeurs du ratio entre les prises tuées et les prises conservées (+/- 0,5).
15	Marginal	Autre valeur de $M$	Réduction des valeurs historiques et futures de $M$ selon un facteur de 0,75 pour les deux espèces.
16	Marginal	Autre valeur de $M$	Augmentation des valeurs historiques et futures de $M$ selon un facteur de 1,25 pour les deux espèces.
17	Marginal	Autre paramètre d'inclinaison de la pente	Suppose une plus haute valeur (selon un facteur de 1,25) du paramètre d'inclinaison de la pente de la relation stock-recrutement que le scénario de référence.
18	Marginal	Autre paramètre d'inclinaison de la pente	Suppose une plus faible valeur (selon un facteur de 0,75) du paramètre d'inclinaison de la pente de la relation stock-recrutement que le scénario de référence, tout en conservant la valeur de $M$ du scénario de référence.
22	Marginal	Autre vulnérabilité à la pêche	Suppose que la vulnérabilité à la pêche en 2017-2021 revient aux niveaux observés avant 1994.
23	Marginal	Taux de rejet élevés en 2018-2020 (sous le MO 1)	Utilise le modèle opérationnel de base 1, mais suppose un ratio de 2:1 de la biomasse des prises tuées par rapport à celles conservées en 2018-2020, puis un retour à 1:1 en 2021-2057.
24	Marginal	Taux de rejet élevés en	Utilise le modèle opérationnel marginal 3 (taux de mortalité naturelle doublée pour les 20 prochaines années), mais

Modèle	Type	Description	Détails
		2018-2020 (sous le MO 3)	suppose un ratio de 2:1 de la biomasse des prises tuées par rapport à celles conservées en 2018-2020, puis un retour à 1:1 en 2021-2057.
13	De sensibilité	Autre valeur de décalage	Utilise une différente valeur de décalage dans l'âge médian des poissons tués et l'âge médian des poissons conservés (+0,5/-0,5 que le scénario de référence).
19	De sensibilité	Autre valeur <i>a priori</i> moyenne pour les cohortes fortes	Suppose une valeur <i>a priori</i> moyenne inférieure à celle du scénario de référence pour les fortes cohortes historiques (c.-à-d. une valeur plus faible signifiant que ces cohortes fortes seront plus petites que selon le scénario de référence).
20	De sensibilité	Autre valeur <i>a priori</i> moyenne pour les cohortes fortes	Suppose une moyenne antérieure plus élevée pour les cohortes historiques fortes (ce qui signifie que ces cohortes fortes seront plus grandes dans ce modèle que dans le scénario de référence).

## Tests de sensibilité

Une analyse rétrospective a été effectuée, par espèce, afin d'évaluer à quel point les paramètres estimés utilisés par les modèles opérationnels de base étaient sensibles à la série chronologique de données appliquées pour obtenir ces estimations. Dans cette analyse rétrospective, le modèle opérationnel a été ajusté aux données, et les paramètres ont été à nouveau estimés là où une année de données avait été éliminée successivement jusqu'à une période de 10 ans avant aujourd'hui. Des estimations du recrutement annuel, des taux de capture annuels et de la biomasse du stock reproducteur ont été obtenues et représentées sous forme de tracés.

Pour évaluer la sensibilité des estimations de paramètres au type de fonction de vraisemblance appliqué aux données sur la composition en longueur, une fonction de vraisemblance logistique multivariée a été mise à l'essai au lieu de la fonction de vraisemblance multinomiale. Des ajustements aux données semblables à ceux obtenus avec la fonction de vraisemblance multinomiale pouvaient être obtenus au moyen de la fonction de vraisemblance logistique multivariée. Toutefois, la fonction logistique multivariée a produit des estimations du paramètre d'inclinaison de la pente s'approchant de la limite supérieure de 1 (p. ex. une valeur de 0,98 pour *S. mentella*, comparativement à 0,6 ou moins selon la fonction de vraisemblance multinomiale. Nous n'avons pas été en mesure de déterminer pourquoi la fonction de vraisemblance logistique multivariée produisait des estimations aussi élevées de l'inclinaison de la pente. Pour cette raison, c'est la fonction de vraisemblance multinomiale qui a été utilisée aux fins de l'analyse.

Les différents modèles opérationnels envisagés qui nécessitent de nouveaux ajustements aux données permettent de mettre à l'essai, la sensibilité des estimations des paramètres et de l'état du stock par rapport aux principaux axes d'incertitude susmentionnés. Il s'agissait notamment d'évaluer la sensibilité des reconstitutions de la biomasse du stock : sous différents *a priori* liés aux fortes cohortes historiques; à différentes valeurs saisies pour l'inclinaison de la

---

penne et le taux de mortalité naturelle; à la question de savoir si la mortalité naturelle est constante ou diminue avec l'âge; à l'incertitude quant à la séparation des espèces dans les données historiques de la biomasse des prises; à l'incertitude quant à la façon dont les blocs temporels sont configurés pour la vulnérabilité à la pêche selon l'âge; au ratio entre les prises tuées et les prises conservées; à la compensation entre les paramètres  $a_{50}$  pour les prises conservées et les prises tuées; à la question de savoir si la vulnérabilité à la pêche selon l'âge forme une courbe en dôme ou asymptotique; et à la question de savoir si les taux de rejet des prises sont susceptibles d'augmenter lorsque de fortes cohortes commenceront à être recrutées à la pêche.

### **Changements dans l'aire de répartition des stocks et interprétation des indices tirés des relevés au chalut**

L'ajustement des modèles d'évaluation des stocks aux indices d'abondance tirés des relevés au chalut des unités 1 et 2 ( $I_y$ ) avait pour conséquence inévitable de produire, pour les deux espèces, des estimations des constantes de proportionnalité pour les indices se situant entre 0,3 et 4, alors que les estimations de  $q$  pour les indices du relevé au chalut de l'unité 2 étaient généralement plus élevées chez *S. fasciatus* (de plus amples détails sur la valeur de  $q$  [en ignorant les indices inférieurs pour chaque relevé au chalut], où  $I_y = qB_y$  et  $B_y$  représente la biomasse du stock vulnérable au relevé au chalut pour l'année  $y$ , sont fournis à l'annexe D). On s'attendait généralement à ce que les estimations des constantes de proportionnalité de la biomasse dans la zone de relevé, obtenues à partir des données des relevés au chalut indépendants de la pêche, ne soient pas supérieures à environ 1 (Millar et Methot 2002; McAllister *et al.* 2010). Les raisons pour lesquelles les estimations de  $q$  ont été supérieures à 1 pour les indices d'abondance d'après les relevés au chalut dans les unités 1 et 2 demeurent mal comprises. Néanmoins, les facteurs suivants semblent avoir contribué à des valeurs de  $q$  plus élevées que prévu : 1) au cours des années où les pêches ont capturé la plus grande quantité de biomasse, la baisse annuelle de l'indice du relevé au chalut dans l'unité 1 était systématiquement plus importante que la biomasse annuelle des prises déclarées; par exemple, pour *S. fasciatus* et *S. mentella*, au cours des six années ayant enregistré les baisses annuelles les plus importantes de l'indice, soit à la fin des années 1980 et au début des années 1990, les baisses annuelles de l'indice pour l'unité 1 étaient respectivement de 1,1 à 2,3 fois et de 1,4 à 4,3 fois supérieures à la biomasse annuelle des prises déclarées pour chacune de ces années; 2) la série chronologique de l'indice du relevé au chalut de l'unité 2 remonte seulement en l'an 2000, soit bien après que se soient produites les baisses les plus importantes de l'indice pour l'unité 1, et depuis une période où l'abondance a semblé être relativement stable et où les prélèvements de la pêche ont été relativement faibles; et 3) les valeurs de l'indice du relevé au chalut de l'unité 2 ont été, en moyenne, considérablement plus élevées que celles de l'indice tiré du relevé au chalut de l'unité 1 (p. ex. 10 et 5 fois supérieures pour *S. fasciatus* et *S. mentella* respectivement) au cours des années pour lesquelles les deux indices étaient disponibles, soit de 2000 à 2016. La figure 2 ci-après présente les tracés de la biomasse des prises conservées et déclarées pour *S. mentella* et *S. fasciatus*, ainsi que la biomasse à l'échelle de zone de relevé d'après le relevé au chalut du MPO et la série chronologique de données sur la biomasse de la zone de relevé du GEAC pour *S. mentella* et *S. fasciatus* dans les unités 1 et 2.

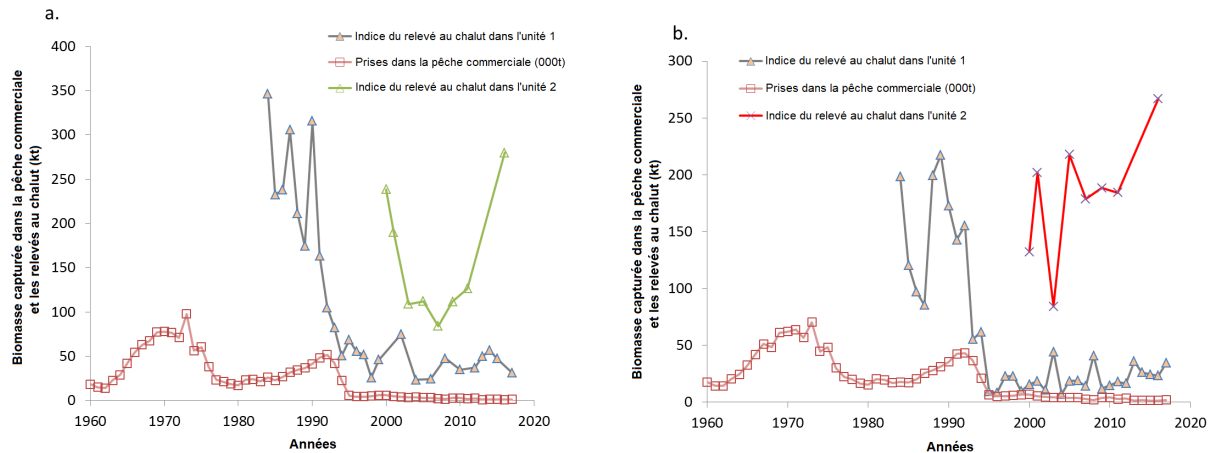


Figure 2. Biomasse des prises conservées et déclarées, et indices d'après les relevés au chalut du MPO et du GEAC pour les sébastes de grande taille parmi les prises des relevés (> 29 cm chez *S. fasciatus* et > 30 cm chez *S. mentella*).

L'augmentation de  $q$  dans l'indice du relevé au chalut de l'unité 2 semble résulter de l'utilisation des deux indices comme indices relatifs de l'abondance, et des valeurs 10 fois et 5 fois plus élevées (chez *S. fasciatus* et *S. mentella* respectivement) pour l'indice de l'unité 2 lors des années de chevauchement à la suite des fortes baisses de l'indice tiré d'après le relevé au chalut dans l'unité 1. Par exemple, pour *S. fasciatus*, la valeur 10 fois plus élevée de l'indice pour l'unité 2 que pour l'unité 1 au cours des années de chevauchement des deux relevés impliquerait des diminutions annuelles 10 fois supérieures de l'indice pour l'unité 2 que pour l'unité 1 à la fin des années 1980 et au début des années 1990. Si, comme on le supposait, les indices des relevés au chalut des unités 1 et 2 étaient directement proportionnels à l'abondance du stock, on pouvait alors s'attendre à ce que les ratios des diminutions annuelles implicites de l'indice pour l'unité 2 par rapport à la biomasse annuelle des prises déclarée soient environ 10 fois supérieurs aux ratios correspondants pour l'unité 1, ce qui aurait pour effet de gonfler l'estimation de  $q$  pour l'indice de l'unité 2 selon un facteur plusieurs fois supérieur à celui de l'unité 1. L'annexe G du présent document fournit plus de détails sur certaines analyses exploratoires effectuées pour mieux comprendre pourquoi les estimations de  $q$  d'après les relevés au chalut pour les sébastes des unités 1 et 2 étaient si élevées, et sur certaines méthodes suggérées pour l'élaboration de modèles opérationnels et de procédures de gestion permettant de corriger ce problème. Les délais alloués à la présente ESG étaient insuffisants pour terminer l'élaboration de modèles opérationnels et de procédures de gestion pouvant régler de façon satisfaisante la question des estimations élevées de  $q$  d'après les relevés au chalut.

## OBJECTIFS ET PARAMÈTRES DE RENDEMENT

Les objectifs de conservation du stock et les objectifs de pêche ont été formulés en consultation avec les intervenants de la pêche du sébaste et les gestionnaires de cette pêche dans le cadre de réunions du groupe de travail sur le sébaste, tenues en mars 2017, en octobre 2017 et en décembre 2017.

## OBJECTIFS DE CONSERVATION DU STOCK

Le tableau 2 du présent document fournit la description des trois objectifs de conservation du stock proposés, ainsi que les paramètres de rendement connexes aux fins de l'ESG du sébaste. Des critères de réussite sont suggérés pour chaque paramètre de rendement lié à la conservation du stock.

## OBJECTIFS DE PÊCHE

Le tableau 2 du présent document fournit la description des six objectifs de pêche proposés, ainsi que les paramètres de rendement connexes aux fins de l'ESG des sébastes. Des critères de réussite sont suggérés pour chaque paramètre de rendement lié à la gestion de la pêche. Les délibérations du groupe de travail n'ont pas permis d'atteindre un consensus sur les critères de réussite liés aux paramètres de rendement en matière de gestion de la pêche, ni sur la justification de chacun de ces critères. Ces critères de réussite n'ont donc pas été retenus, ayant été remplacés par un classement en fonction de chacun des paramètres de rendement en matière de gestion de la pêche.

*Tableau 2. Objectifs de conservation du stock et de gestion de la pêche aux fins de l'ESG des sébastes des unités 1 et 2. Il est à noter que l'objectif 5 a été supprimé lors de la dernière réunion du groupe de travail, en mars 2018.*

	<b>Objectifs de conservation du stock</b>
1	Augmenter la biomasse du stock reproducteur (BSR) de <i>S. mentella</i> et <i>S. fasciatus</i> au-dessus du point de référence limite (PRL) et dans la zone saine d'ici 10 ans (probabilité de 95 %).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	1a : Proportion de simulations où la BSR de chaque espèce dépasse le PRL d'ici 10 ans. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 95 % ou plus 1b : Proportion de simulations où la BSR de chaque espèce dépasse le PRS d'ici 10 ans. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 95 % ou plus
2	Une fois la zone saine atteinte, maintenir la BSR de chaque espèce ( <i>S. mentella</i> et <i>S. fasciatus</i> ) au-dessus de la zone critique (probabilité de 95 %) et à l'intérieur de la zone saine (probabilité de 75 %)
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	2a : Proportion d'années où la BSR de chaque espèce se situe au-dessus du PRL après 10 ans. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 95 % ou plus 2b : Proportion d'années où la BSR de chaque espèce se situe au-dessus du PRS après 10 ans. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 75 % ou plus
3	Maintenir le taux d'exploitation $U$ de <i>S. mentella</i> et de <i>S. fasciatus</i> sous la valeur de $U_{PME}$ (probabilité de 50 %).

	<b>Objectifs de conservation du stock</b>
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	3 : Proportion des années où le ratio de $U:U_{PME}$ par espèce est supérieur à 1. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 50 % ou plus

	<b>Objectifs de pêche proposés</b>
4	Maximiser le nombre d'années où les poissons de < 22 cm représentent moins de 15 % des prises (évitant de déclencher le protocole de petits poissons).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	4 : Nombre moyen d'années où les poissons de < 22 cm représentent moins de 15 % des prises. a) 5 années; b) 40 années.
5	Maximiser le nombre d'années où les poissons de < 25 cm représentent moins de 15 % des prises.
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	5 : Nombre moyen d'années où les poissons de < 25 cm représentent moins de 15 % des prises.
6	Maximiser le nombre d'années affichant un nombre élevé de prises.
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	6a : Prises annuelles moyennes en a) 10-20 ans; b) 10-40 ans. 6b : Proportion de simulations où la limite de prises atteint ou dépasse 40 000 tonnes d'ici 2028 (c.-à-d. après l'achèvement du recrutement prévu des grandes cohortes à la pêche). 6c : Nombre moyen d'années où la limite de prises est égale ou supérieure à 40 000 tonnes de 2028 à 2057. 6d : Proportion d'années où les débarquements sont supérieurs à l'année de référence 2017 [à noter que les prises tuées en 2016 s'élevaient à environ 4 040 tonnes selon un ratio de 1:1 pour les prises tuées par rapport aux prises conservées].
7	Maximiser les prises de poissons de grande taille (> 27 cm).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	7 : Proportion d'années où le pourcentage de poissons de > 27 cm est supérieur à 80 %. a) 5 années; b) Les 40 années.
8	Maintenir la stabilité de la pêche (des changements annuels au TAC correspondent à la capacité de l'industrie).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	8a : Pourcentage d'années où le TAC recommandé est inférieur de 15 % ou moins au TAC précédent. 8b : Variation annuelle moyenne du TAC (en pourcentage) sur :

	Objectifs de pêche proposés
	a) 10 à 20 années; b) 10 à 40 années.

## POINTS DE RÉFÉRENCE

Étant donné que le relevé au chalut dans l'unité 1 a été effectué chaque année depuis 1984 et qu'il indique constamment des périodes comportant des niveaux très différents de biomasse du stock, les points de référence de la biomasse ont été choisis en fonction des indicateurs tirés du relevé au chalut de l'unité 1 pour les années où la biomasse du stock et le rendement de la pêche sont demeurés relativement élevés. Les points de référence fondés sur un modèle n'ont pas été utilisés comme points de référence de la biomasse en raison de l'influence importante de la force de la cohorte sur la biomasse du stock de sébaste des unités 1 et 2, et selon la préférence des membres du groupe de travail de s'appuyer sur des périodes historiques ayant affiché des niveaux de biomasse relativement élevés et stables. Une méthode empirique a donc été utilisée pour définir les points de référence à partir de la série chronologique de données issues des relevés dans l'unité 1 de 1984 à 2017. Pour l'évaluation du stock de sébaste des unités 1 et 2, la biomasse moyenne mature du stock au cours des périodes de référence 1984-1990 pour *S. mentella* et 1984-1992 pour *S. fasciatus* a été considérée comme une approximation de  $B_{PME}$ . Les points de référence fixés à 40 % (point de référence limite, ou PRL) et à 80 % (point de référence supérieure, ou PRS) de  $B_{ref}$  représentaient respectivement 148 kt et 297 kt pour *S. mentella*, et 132 kt et 263 kt pour *S. fasciatus*. Toutefois, aux fins de la présente ESG, les points de référence inférieurs et supérieurs de la biomasse ont été calculés dans les modèles opérationnels au moyen des valeurs moyennes de la BSR pour ces deux ensembles d'années et pour les deux espèces. Le PRL et le PRS utilisés dans le cadre de ESG étaient fixés à 40 % et 80 % de la BSR moyenne de 1984 à 1992 pour *S. fasciatus* et de 1984 à 1990 pour *S. mentella*. Les points de référence relatifs à la biomasse qui ont été utilisés aux fins de l'ESG étaient donc fondés sur un modèle et calculés à partir de ces deux périodes historiques, et non selon les valeurs absolues des indices fondés d'après les relevés de chacune de ces années. Les paramètres de rendement utilisant des points de référence de la biomasse ont donc été calculés en fonction de l'état du stock par rapport à l'état du stock pour ces années, et non en fonction de la biomasse obtenue d'après les relevés pour ces années.

Les paramètres de rendement qui ont utilisé le taux de capture selon une production maximale équilibrée ( $U_{PME}$ ) pour les années futures nécessitaient un nouveau calcul de la valeur de  $U_{PME}$  en fonction de tirages des valeurs des paramètres à partir de leur distribution *a posteriori*, de même que lorsqu'un modèle opérationnel comportait des paramètres non stationnaires pour déterminer la valeur de  $U_{PME}$ . Par conséquent, lorsque les valeurs des paramètres, p. ex. les valeurs de  $M$ , ont changé pour une année future, la valeur de  $U_{PME}$  devait également être recalculée pour cette année-là.

## PROCÉDURES DE GESTION

Les procédures de gestion proposées comprenaient au moins une de cinq composantes possibles. La première composante est une règle de contrôle des prises (RCP) qui précise une limite de prises à partir des plus récentes estimations de la biomasse d'après le relevé au chalut. La deuxième composante établit un plafond à la limite de prises selon une valeur prédéterminée pour certaines années. Si la limite de prises précisée par la RCP devait excéder le plafond fixé pour une année donnée, cette limite de prises deviendrait alors le plafond pour l'année en question. Sinon, c'est la limite de prises de la RCP qui sera appliquée. Les valeurs des plafonds pour certaines années futures ont été déterminées à partir de consultations avec



---

des intervenants de l'industrie. La troisième composante est une période de gestion de statu quo avant l'année où la règle de contrôle des prises doit être mise en œuvre. Les prises capturées lors d'une telle année sont soit une moyenne des prises conservées et déclarées de 2015-2017 (c.-à-d. 2 838 tonnes), soit certains nombres prédéterminés du total de prises qui sont pertinents pour les gestionnaires et les membres de l'industrie. La quatrième composante, qui s'applique de concert avec la RCP, est soit une variation absolue ou en pourcentage du total autorisé de capture selon la limite de prises d'une année à l'autre. La cinquième composante est la mise en œuvre, à partir de 2018, du protocole de petits poissons, selon lequel la limite de prises est fixée à zéro si plus de 15 % des prises conservées sont composées de poissons de moins de 22 cm de longueur. La plupart des procédures de gestion proposées qui ont été évaluées comprenaient des spécifications relatives aux trois premières composantes susmentionnées. Les quatrième et cinquième composantes s'appliquaient à relativement peu des procédures de gestion évaluées. Les détails des spécifications relatives à la RCP et au plafond sont présentés plus loin dans le présent document.

## ESSAI PAR SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE

Pour chaque modèle opérationnel proposé, 1 000 tirages ont été faits de l'approximation de la fonction de densité *a posteriori* combinée des paramètres de ce modèle opérationnel. Les paramètres ont été vérifiés au moyen d'une extrapolation du modèle à partir des années passées jusqu'à aujourd'hui, et ont seulement été retenus si le stock avait survécu jusqu'à l'année actuelle (2017). Le modèle opérationnel a aussi été projeté 40 ans dans l'avenir, soit de 2018 à 2057. Pour mieux élucider les différences entre les procédures de gestion proposées relativement aux paramètres de rendement, les 1 000 mêmes ensembles d'écart aléatoires du recrutement et de tirages de paramètres des modèles opérationnels ont été appliqués à chacun de ces modèles opérationnels afin de calculer les paramètres de rendement pour les procédures de gestion proposées. Il a fallu environ moins de huit heures pour calculer les paramètres de rendement de 20 procédures de gestion proposées au moyen de 1 000 simulations par procédure de gestion.

## RÈGLE DE CONTRÔLE DES PRISES

La règle de contrôle des prises (RCP) appliquée à chacune des procédures de gestion proposées utilise une limite de prises recommandée, laquelle est calculée à partir de la formule suivante :

Équation 1 : Limite de prise<sub>y</sub> = a + b (J<sub>y</sub> – J<sub>0</sub>) – pénalité

J<sub>y</sub> représente le ratio de la moyenne mobile sur 3 ans d'après les relevés au chalut (auprès des poissons de > 29 cm chez *S. fasciatus* et de > 30 cm chez *S. mentella*) par rapport à un indice de référence (1984-2016). Les indices de biomasse sont ainsi calculés à partir d'individus de plus grande taille en raison du fait que les indices d'abondance, et donc les limites de prises calculées, seraient moins sensibles à l'apparition de très grandes cohortes. En effet, on s'attend à ce que les indices de biomasse et les limites de prises commencent seulement à augmenter lorsque commence aussi à augmenter la biomasse des individus de plus grande taille des stocks des sébastes, dont la valeur marchande est beaucoup plus élevée. À l'inverse, on pourrait s'attendre à ce qu'un indice calculé à partir des individus de plus petite taille (p.ex. > 22 cm) augmente rapidement avec l'apparition d'une grande cohorte, ce qui donnerait lieu à des limites de prise importantes pour un stock principalement composé de sébastes de plus petite taille présentant une valeur marchande par tonne bien inférieure que lorsque les limites de prises sont fondées sur des individus de plus grande taille. Dès lors, le fait de fonder l'indice du relevé sur les poissons de plus grande taille contribuerait à mieux prévenir la surpêche du potentiel de croissance et, étant donné les taux de mortalité naturelle relativement faibles chez

---

les sébastes, à promouvoir une pêche plus durable, à valeur plus élevée qu'une pêche dont les prises consisteraient, pour une grande partie de la biomasse capturée, en des poissons de plus petite taille et moindre valeur, n'ayant pas encore atteint leur pleine valeur marchande (Licandeo *et al.* 2020). Le choix des tailles minimales aux fins du calcul des indices du relevé au chalut de fond était, dans une certaine mesure, arbitraire. Des tailles minimales plus petites avaient d'abord été mises à l'essai, mais cela s'était traduit par un rendement bien inférieur pour l'ensemble de procédures de gestion examinées. Ainsi, des tailles minimales de 29 cm chez *S. fasciatus* et de 30 cm chez *S. mentella* ont été retenues, qui sont des tailles à partir desquelles le sébaste produit des filets ayant les meilleures valeurs marchandes (Jean Lanteigne, comm. pers.), et ces tailles tiennent compte du fait que *S. mentella* présente un taux de mortalité naturelle plus faible et une tendance à des événements de recrutement beaucoup plus importants que *S. fasciatus*. Le fait de préciser une taille minimale plus grande pour *S. mentella* pourrait avoir tendance à réduire et à retarder l'incidence des taux de capture élevés chez *S. fasciatus* lorsque des cohortes beaucoup plus importantes de *S. mentella* sont présentes, en plus d'entraîner un nombre relativement faible de pertes attribuables à la mortalité naturelle. En somme, ces tailles minimales plus grandes (29 cm chez *S. fasciatus* et 30 cm chez *S. mentella*) amélioreraient considérablement le rendement des procédures de gestion. En outre, il a été déterminé que l'établissement de tailles minimales plus grandes que ces tailles se serait traduit par une perte inutile de biomasse en raison de la mortalité naturelle. De toute évidence, il serait éventuellement pertinent de réaliser une étude plus systématique des tailles minimales possibles aux fins du calcul de l'indice de biomasse.

La moyenne des valeurs récentes tirées des relevés est définie en tant que moyenne mobile sur 3 ans. Ainsi, pour établir la limite de prises pour 2018,  $J_{2018}$  utiliserait la moyenne des valeurs de l'indice du relevé de l'unité 1 pour 2015, 2016 et 2017. La moyenne récente et la moyenne de référence sont toutes les deux calculées au moyen de la moyenne géométrique (par opposition à la moyenne arithmétique) afin d'atténuer les effets des valeurs extrêmes des relevés. Les autres paramètres de l'équation 1 permettent de déterminer la relation entre la limite de prises et  $J_y$ . Les paramètres  $a$  et  $b$  sont des paramètres qui déterminent l'échelle de la limite de prises. Le paramètre  $J_0$  détermine 1) les réductions de la limite de prises (à mesure que  $J_y - J_0$  diminue et devient éventuellement négatif), et 2) le point sur l'axe  $J_y$  où la limite de prises est fixée à zéro alors que diminuent les valeurs de l'indice du relevé et, par le fait même, les valeurs du paramètre  $J_y$ .

La valeur de la pénalité est fixée à 0 lorsque  $J_y > J_0$ , ou à  $c(J_y - J_0)^2$  lorsque  $J_y \leq J_0$ .

Les valeurs de la RCP de référence (c.-à-d. la RCP-1) ont été obtenues en calculant  $J_y$  selon une fourchette de valeurs pour les moyennes mobiles sur 3 ans et pour la moyenne de 1984-2016, puis en ajustant les valeurs des paramètres  $a$ ,  $b$  et  $c$ , de façon à ce que les limites de prises spécifiées par cette RCP tombent à zéro lors de l'atteinte de valeurs de  $J_y$  légèrement inférieures à la valeur minimale historique de  $J_y$ ; de façon à produire des limites de prise inférieures aux valeurs de la biomasse des prises conservées dans les années où les valeurs de  $J_y$  sont les plus élevées; et de façon à ce que l'application de ces limites à un modèle opérationnel de base produise des valeurs médianes pour les taux de capture ne dépassant pas environ 75 % de  $U_{PME}$  chez les deux espèces pour l'horizon de 40 ans de la simulation. Les valeurs appliquées pour HCR-1 étaient fixées à 5 pour  $a$ , 1,5 pour  $b$ , 4 pour  $c$  et 1,5 pour  $J_0$ .

Seuls les indices de biomasse pour chaque espèce d'après les relevés au chalut dans l'unité 1 ont été appliqués dans la règle de contrôle des prises, les indices de l'unité 2 n'ayant pas été inclus. Il en a été ainsi en raison du fait que la série chronologique des indices du relevé au chalut de l'unité 1 s'étend de la période de 1984 à aujourd'hui et que ce relevé, qui a été réalisé avec succès pour chacune des années, couvre donc une fourchette de tailles de biomasse du

stock beaucoup plus grande que les indices pour l'unité 2. En revanche, le relevé mené dans l'unité 2 a seulement commencé en 2000, et a depuis été réalisé une fois tous les deux ans, en plus de quelques années de données manquantes au cours des années récentes. L'indice de l'unité 1 présente également une variation aléatoire interannuelle beaucoup moins importante que l'indice de l'unité 2, et s'applique donc mieux à une règle de contrôle des prises. Les indices utilisés pour calculer la valeur de  $J_y$  sont fondés sur les fonctions de sélectivité de référence, estimées pour la fraction de poissons conservés selon l'âge chez les deux espèces. Étant donné que les données sur les prises conservées reflètent la composante de la population qui présente le plus d'intérêt pour l'industrie, il était approprié d'utiliser un indice d'abondance ayant été calculé en utilisant la fonction de sélectivité pour les poissons conservés de chaque espèce, plutôt que les fonctions de vulnérabilité relatives à la vulnérabilité à la pêche des poissons matures.

## PROCÉDURES DE GESTION PLAFONNÉES

En plus des règles de contrôle des prises (RCP), des plafonds de prises ont été appliqués à certaines des procédures de gestion proposées. Deux types de plafonds ont ainsi été appliqués. Le premier était un plafond de pente, où un plafond précis était appliqué pour le déclenchement de la RCP, et selon une hausse annuelle précise du plafond jusqu'à la fin de la période de pente ascendante. Le deuxième type de plafond était un plafond des limites de prises pour toutes les années ultérieures à la fin de la période de pente ascendante. Pour chaque année où la RCP était appliquée, la limite de prises de la RCP était seulement appliquée si elle ne dépassait pas le plafond fixé pour l'année en question. Si la limite de prises devait dépasser le plafond fixé pour une année donnée, c'est alors cette limite de prises qui deviendrait le plafond pour l'année en question.

*Tableau 3. Procédures de gestion plafonnées. Toutes les pentes marquent une hausse annuelle du plafond fixé par incréments de 4 000 tonnes, jusqu'à l'atteinte du plafond maximal. Un astérisque (\*) indique les procédures de gestion pour lesquelles les résultats préliminaires ont été présentés au groupe de travail le 13 décembre 2017. Les éléments en vert ont été désignés comme étant prioritaires et les éléments en jaune comme étant de seconde priorité. Il est à noter que l'estimation de ~3 kt par année a été établie à 2,838 kt, soit la moyenne des prises conservées de 2015 à 2017.*

N°	Début de la pente	Fin de la pente	Plafond du début de pente	Plafond maximal	Remarques sur la RCP
1*	2020	2027	14,5 kt	40 kt	Avant l'année de début de la pente, on suppose une limite de ~3 kt par année.
4	2018	2025	14,5 kt	40 kt	Comme le n° 1, mais débute deux ans plus tôt.
6*	2018	2029	17 kt	60 kt	-
8*	2020	2047	14,5 kt	120 kt	Avant l'année de début de la pente, on suppose une limite de ~3 kt par année.
14	2020	2027	14,5 kt	40 kt	Comme le n° 1, mais selon une variation annuelle maximale de 15 % après 2028 (c.-à-d. les années ultérieures à la période de pente).
16*	2018	2035	14,5 kt	80 kt	-

N°	Début de la pente	Fin de la pente	Plafond du début de pente	Plafond maximal	Remarques sur la RCP
17*	2020	2037	14,5 kt	80 kt	-
18*	2018	2029	17 kt	60 kt	Comme le n° 6, mais combiné au déclenchement du protocole de petits poissons à 22 cm (de sorte que les prises = 0 en cas d'enfreinte du protocole) et à une augmentation ou une diminution maximale de 5 000 tonnes de la limite de prises.
19*	2018	2020	20 kt	60 kt	-
22	2020	2031	17 kt	60 kt	Comme le n° 21, mais combiné au déclenchement du protocole de petits poissons à 22 cm (de sorte que les prises = 0 en cas d'enfreinte du protocole) et à une augmentation ou une diminution maximale de 5 000 tonnes de la limite de prises. Comme le n° 18, mais différé de deux ans.
24	2022	2029	14,5 kt	40 kt	Comme le n° 1, mais différé de deux ans.
34	2022	2029	14,5 kt	40 kt	Comme le n° 1, mais selon une variation annuelle maximale de 15 % après 2028 (c.-à-d. les années ultérieures à la période d'augmentation). Comme le n° 14, mais différé de deux ans.
40	2020	2027	14,5 kt	40 kt	Avant l'année de début de la pente, on suppose une limite de ~3 kt par année. Comporte également un plafond minimal de 2,5 kt.

## PROCÉDURES DE GESTION NON PLAFONNÉES

Des procédures de gestion non plafonnées ont été évaluées lorsque la principale composante d'une procédure était une règle de contrôle des prises qui précisait une limite de prises en fonction de valeurs de la biomasse obtenues lors des trois années précédentes (équation 1). Les procédures de gestion non plafonnées différaient les unes des autres quant à l'année où la RCP devait être mise en œuvre et quant à l'application ou non d'une limite de prises fixe devant être dépassée avant la mise en œuvre de cette RCP.

Tableau 4. Procédures de gestion non plafonnées. Les éléments en vert ont été désignés comme étant prioritaires et les éléments en jaune comme étant de seconde priorité.

N°	RCP Début	Remarques sur la RCP
12*	2020	Avant l'année de mise en œuvre, on suppose une limite de ~3 kt par année. La limite de prises issue du calcul de la RCP est multipliée par 80 % (une diminution de 20 % dans le cadre d'une procédure plus prudente).
20*	2020	Avant l'année de mise en œuvre (2018-2019), on suppose ~3 kt par année. La RCP-1 est mise en œuvre en 2020, aucun plafond n'étant établi.
25	2018	Limites de prises fixées à 5 kt en 2018, à 5 kt en 2019, à 10 kt en 2020, à 10 kt en 2021, puis la formule de la RCP-1 est utilisée à partir de 2022.
26	2022	Avant l'année de mise en œuvre, on suppose une limite de ~3 kt par année. La limite de prises provient de la formule de la RCP à 100 % de la valeur. Comme le n° 13, mais différé de deux ans.
27	2022	Avant l'année de mise en œuvre, on suppose une limite de ~10,5 kt par année (soit les TAC actuels des unités 1 et 2). La limite de prises provient de la formule de la RCP à 100 % de la valeur.
29	2022	Avant l'année de mise en œuvre, on suppose une limite de ~3 kt par année. La limite de prises issue du calcul de la RCP est multipliée par 80 % (une diminution de 20 % dans le cadre d'une procédure plus prudente). Comme le n° 12, mais différé de deux ans.
43	2018	Limites de prises fixées à 7,5 kt (2018), 10 kt (2019), 15 kt (2020) et 20 kt (2021), puis à 80 % de la RCP de 2022 à 2057.
44	2018	Limites de prises fixées à 5 kt pour 2018-2019, puis à 80 % de la RCP de 2020 à 2057.
45	2018	Limites de prises fixées à 5 kt pour 2018-2021, puis selon la RCP de 2022 à 2057.

## RÉSULTATS

### AJUSTEMENT ET DIAGNOSTIC DES MODÈLES OPÉRATIONNELS

Pour les deux espèces, les ajustements des modèles opérationnels de base aux données sur la biomasse et la composition en longueur d'après les relevés étaient aussi bons, voire parfois meilleurs que les ajustements des modèles statistiques des prises selon la longueur qui avaient précédemment été appliqués aux stocks de sébaste des unités 1 et 2 (figures 3 à 16). Les taux de capture, qui variaient considérablement au cours de la série chronologique pour les deux espèces, avaient été aussi élevés qu'environ 45 à 50 % chez les deux espèces dans les années 1990. La biomasse du stock reproducteur (BRS) a affiché un déclin marqué au milieu des années 1970, suivi d'une hausse, puis d'un autre déclin marqué dans les années 1990. Depuis les fortes cohortes de 2011, la BSR était demeurée faible chez les deux espèces jusqu'à la récente augmentation observée lors de l'année la plus récente (figures 3 et 10).

---

L'ajustement des modèles aux données sur la composition en longueur d'après le relevé au chalut de l'unité 1 est meilleur pour les premières et les dernières années de la série chronologique (figures 4 et 11). Cela s'explique par le fait que le modèle prédit de façon plus efficace l'apparition de grandes cohortes telles que celles qui sont apparues dans les années 1980 puis en 2011; toutefois, pour les années 1980, le modèle semble prédire des cohortes plus fortes que ce qui a été observé lorsque ces cohortes sont devenues beaucoup plus âgées. Le modèle n'a pas été en mesure de très bien s'ajuster aux données sur la composition en longueur d'après le relevé au chalut et la pêche de l'unité 2 pour *S. mentella*, ayant tendance à surestimer la composition selon la longueur des poissons plus âgés (figure 6). En revanche, le modèle s'ajuste nettement mieux aux données sur la composition selon la longueur d'après le relevé au chalut et la pêche de l'unité 2 pour *S. fasciatus* (figures 12 et 13). Les prédictions des modèles quant aux fractions de poissons conservées étaient assez variables au cours de la série chronologique pour les deux espèces et, pour les années après 1995 environ, elles prévoyaient des fractions beaucoup plus élevées de *S. mentella* que de *S. fasciatus* (figures 8 et 15). Les ajustements aux indices de biomasse d'après les relevés n'ont montré, pour les deux espèces, aucune anomalie dans les unités 1 et 2 (figures 3, 10, 9 et 16). Les estimations des écarts aléatoires du recrutement ont révélé relativement peu d'épisodes de grands écarts aléatoires du recrutement positifs, lesquels étaient ponctués de nombreuses années de faibles écarts aléatoires du recrutement, positifs et négatifs, chez les deux espèces. En outre, les quelques importants écarts aléatoires du recrutement qui se sont produits ont souvent eu lieu chez les deux espèces en même temps (figures 9 et 16).

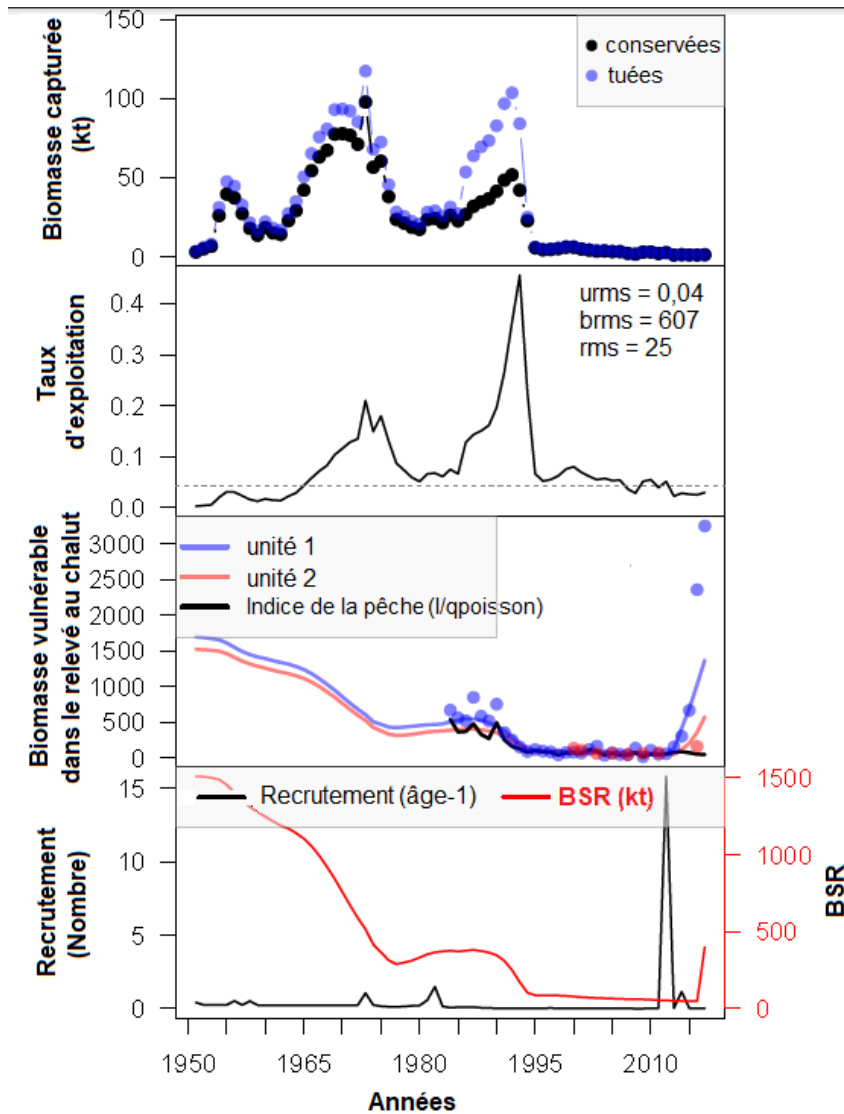


Figure 3. Tracé des ajustements aux données sur la biomasse des prises tuée et conservée (en haut), des taux de capture (au milieu en haut), des ajustements du modèle opérationnel de référence aux indices d'après les relevés des unités 1 et 2 (au milieu en bas), de l'indice pour l'unité 1 fondé sur le recrutement de poissons d'âge 1 de 30 cm et plus et sur la biomasse du stock reproducteur pour *S. mentella* (en bas).

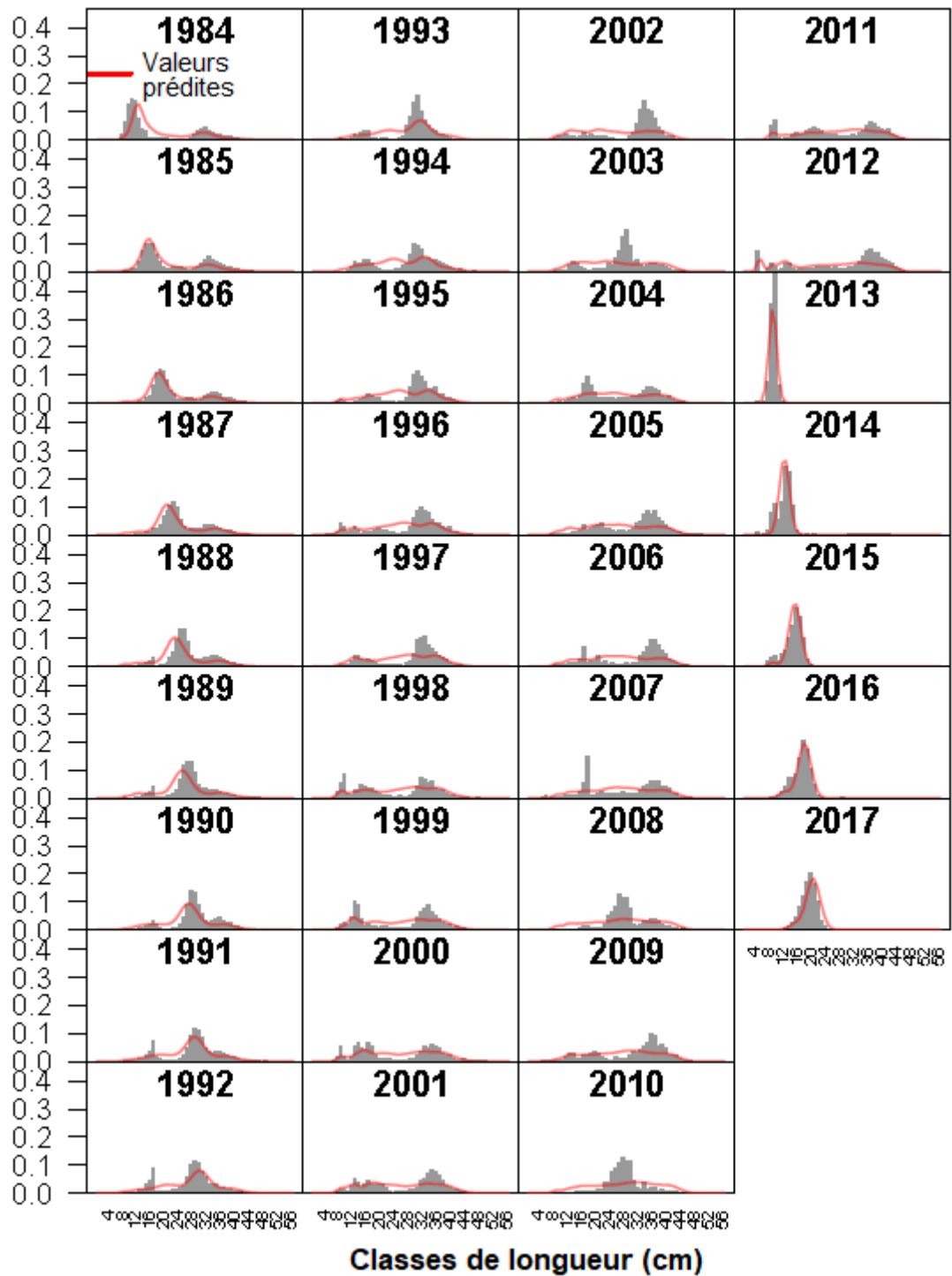


Figure 4. Ajustement du modèle opérationnel de référence aux données sur la composition des prises du relevé de l'unité 1 pour *S. mentella*.



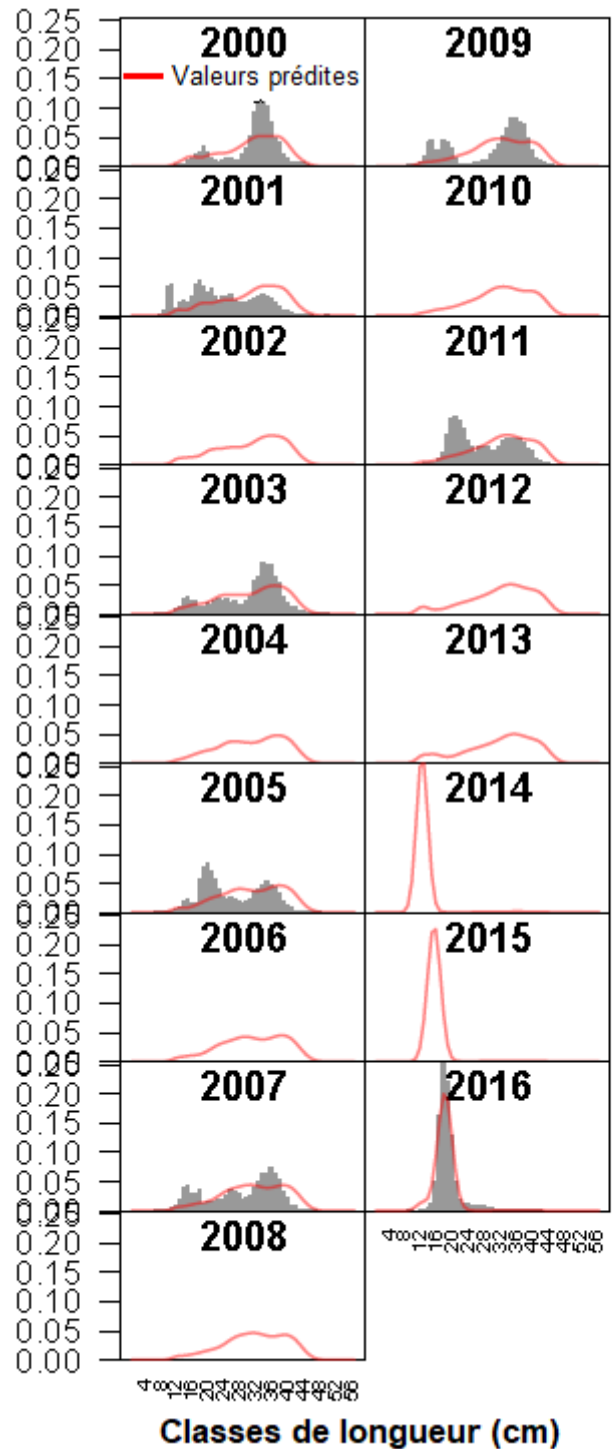


Figure 5. Ajustement du modèle opérationnel de référence aux données sur la composition des prises du relevé de l'unité 2 pour *S. mentella*.

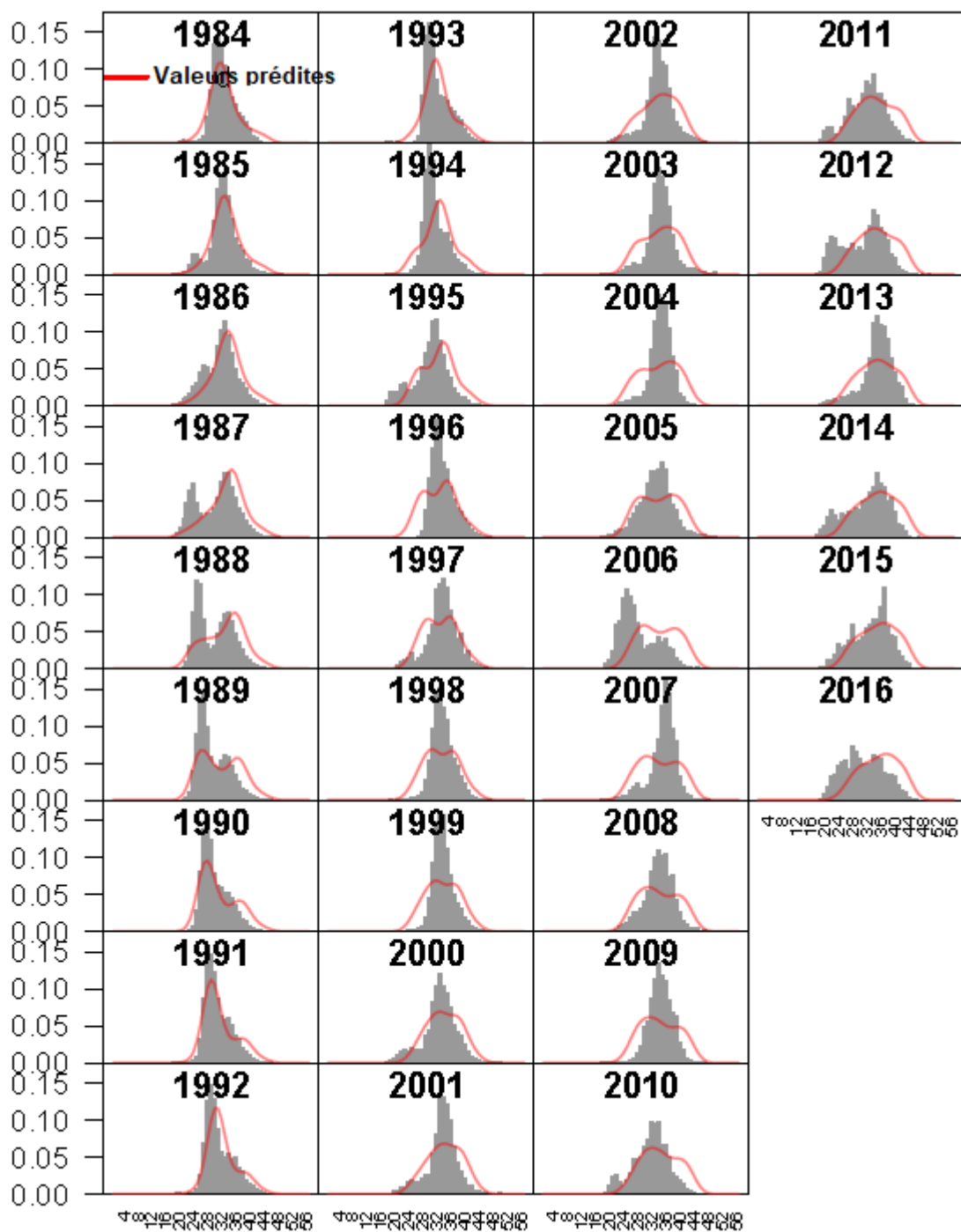


Figure 6. Ajustement du modèle opérationnel de référence aux données sur la composition des prises de la pêche (longueur) pour *S. mentella*.

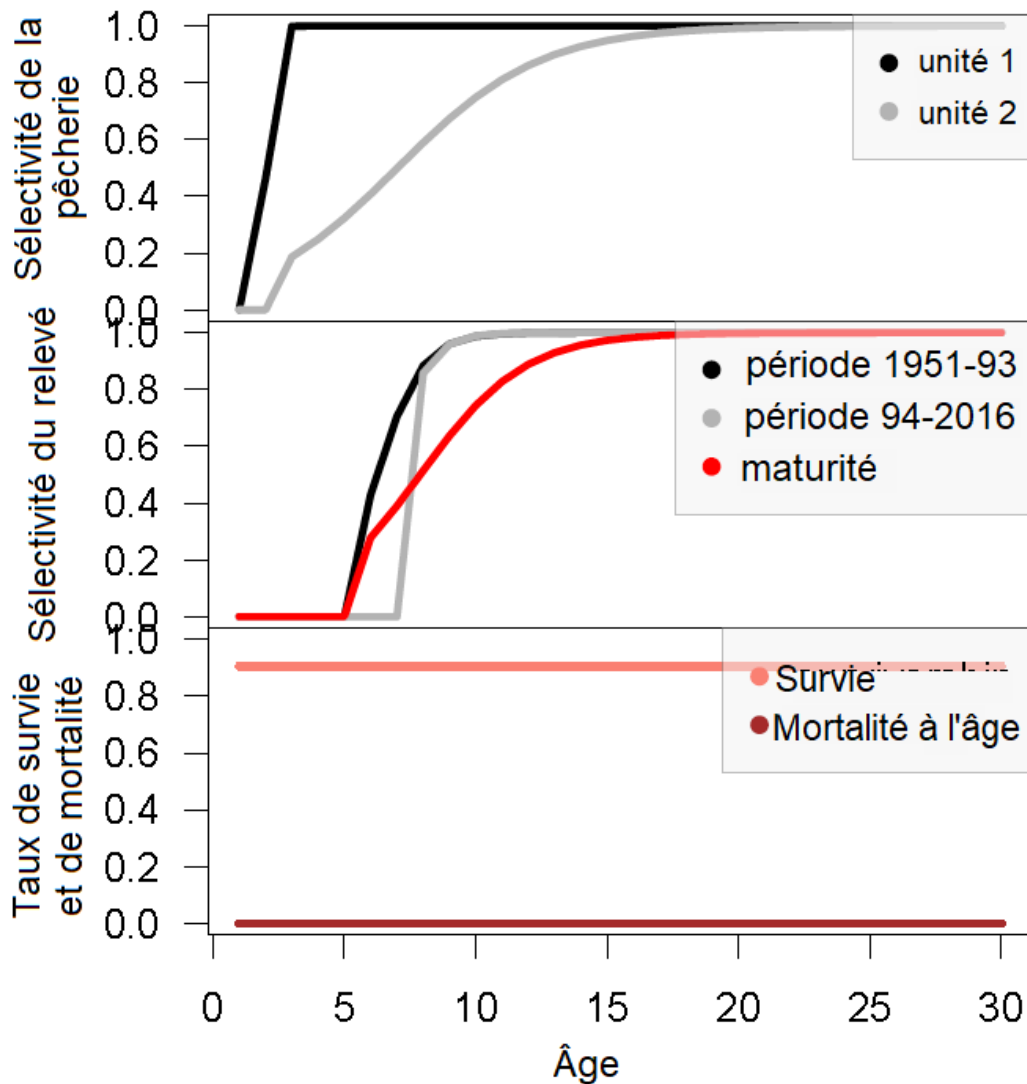


Figure 7. Tracés des fonctions de vulnérabilité à la capture par les relevés au chalut des unités 1 et 2 (en haut), des fonctions de vulnérabilité à la pêche, de la fraction des prises conservées et de la fraction mature selon l'âge (au milieu), et des taux de mortalité selon l'âge et de survie naturelle de *S. mentella* dans le modèle opérationnel de référence (en bas).

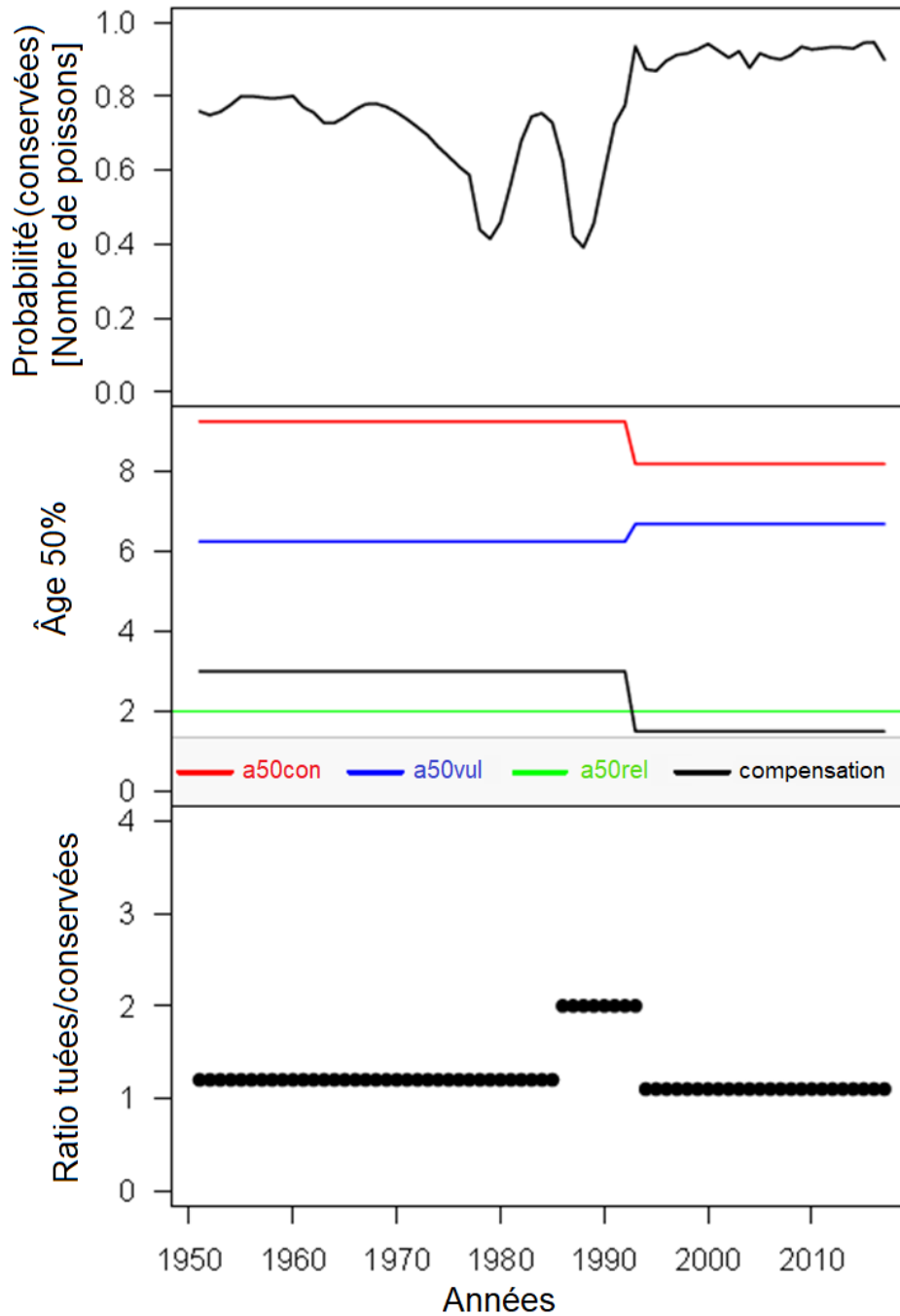


Figure 8. Tracés des estimations de la proportion des prises qui sont conservées (en haut), du paramètre a50 estimé pour les prises conservées et les prises tuées de la pêche et pour les relevés de l'unité 1, avec paramètre de compensation (au milieu), et du ratio de la biomasse des prises tuées par rapport aux prises conservées pour *S. mentella* dans le modèle opérationnel de référence (en bas).

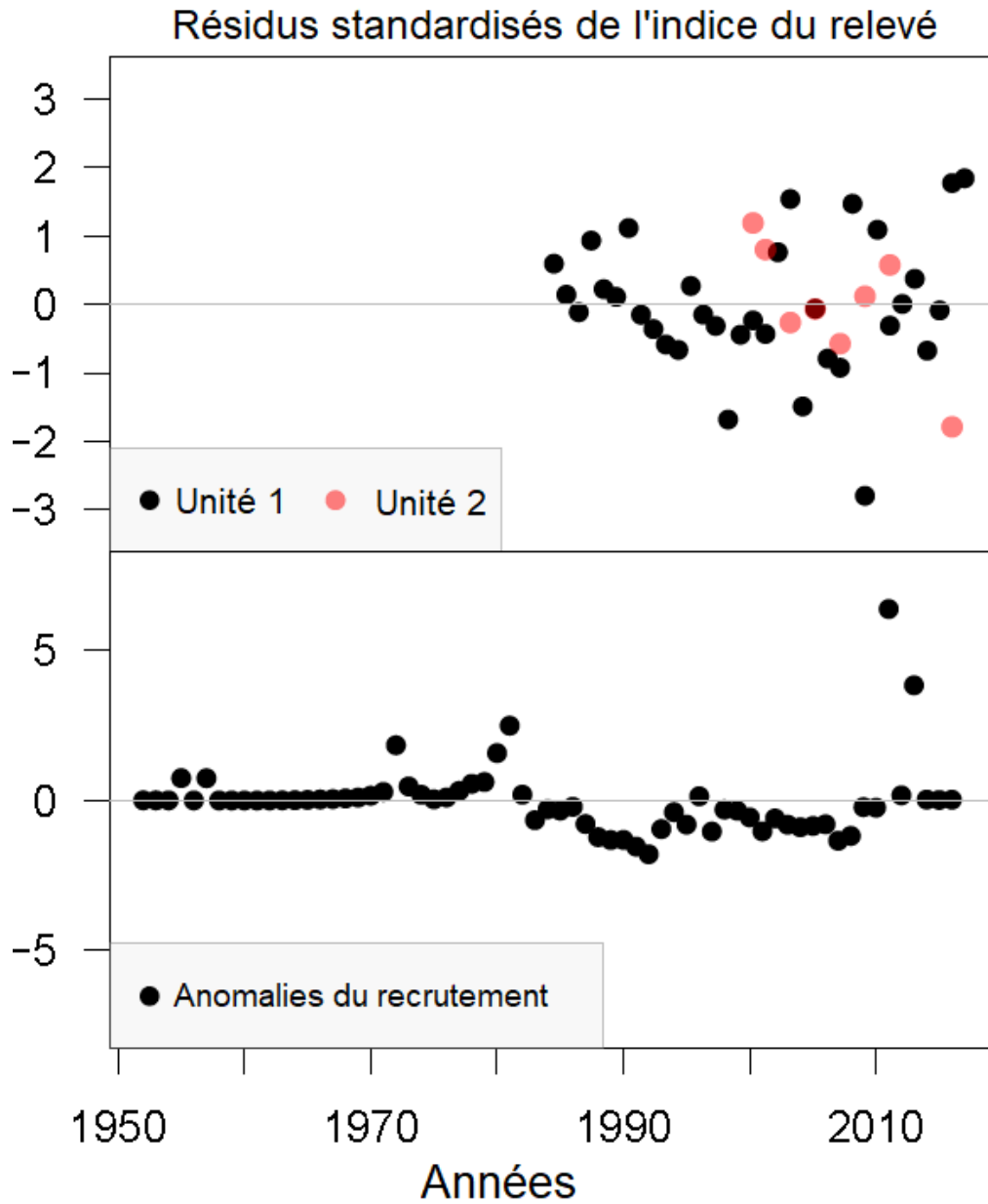


Figure 9. Tracés des résidus de l'ajustement du modèle opérationnel de référence aux données sur la biomasse d'après les relevés des unités 1 et 2 (en haut), et écarts aléatoires de la fonction stock-recrutement pour *S. mentella* (en bas).

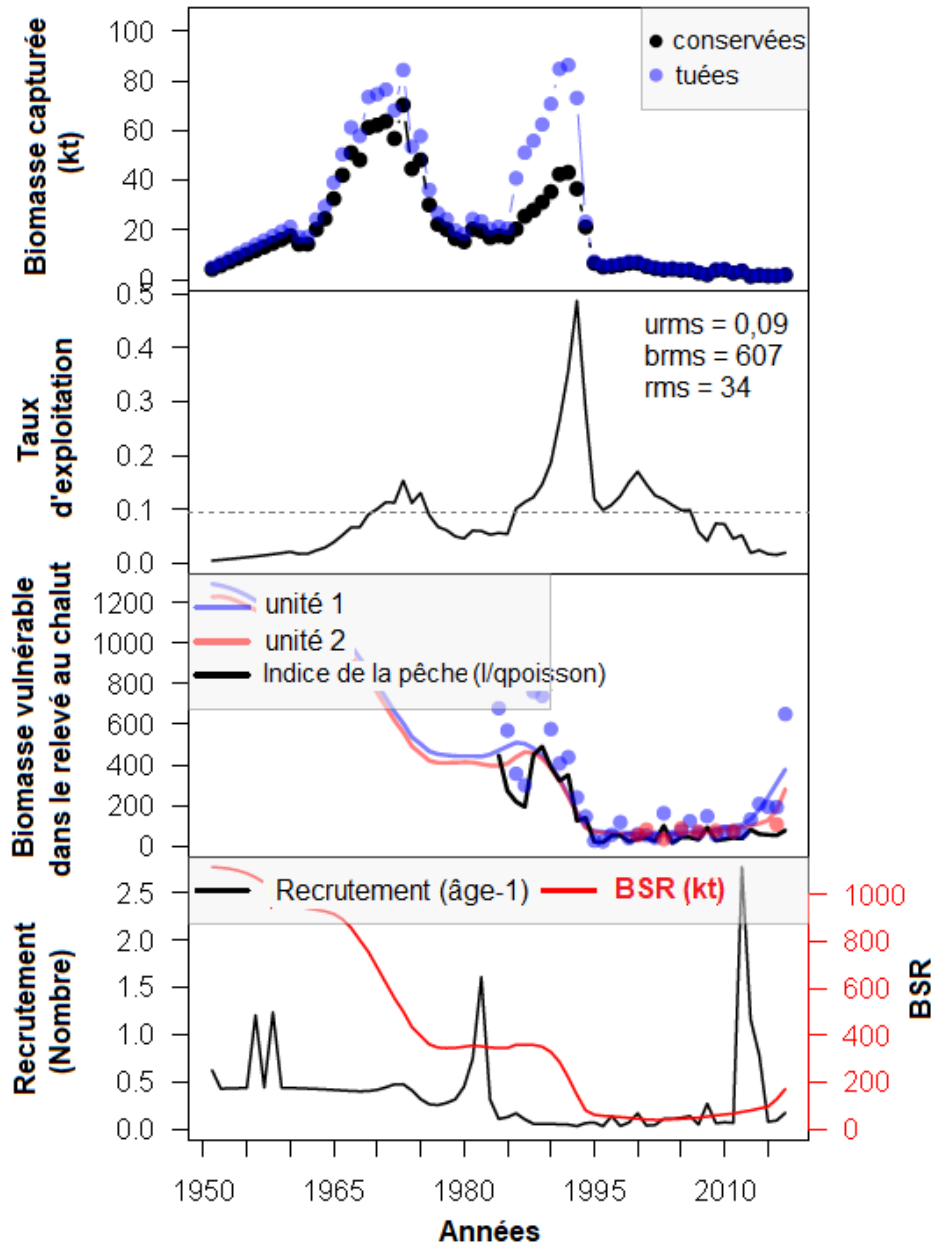


Figure 10. Tracé des ajustements aux données sur la biomasse des prises tuée et conservée (en haut), des taux de capture (au milieu en haut), des ajustements du modèle opérationnel de référence aux indices d'après les relevés des unités 1 et 2 (au milieu en bas), de l'indice pour l'unité 1 fondé sur le recrutement de poissons d'âge 1 de 30 cm et plus et sur la biomasse du stock reproducteur pour *S. fasciatus* (en bas).

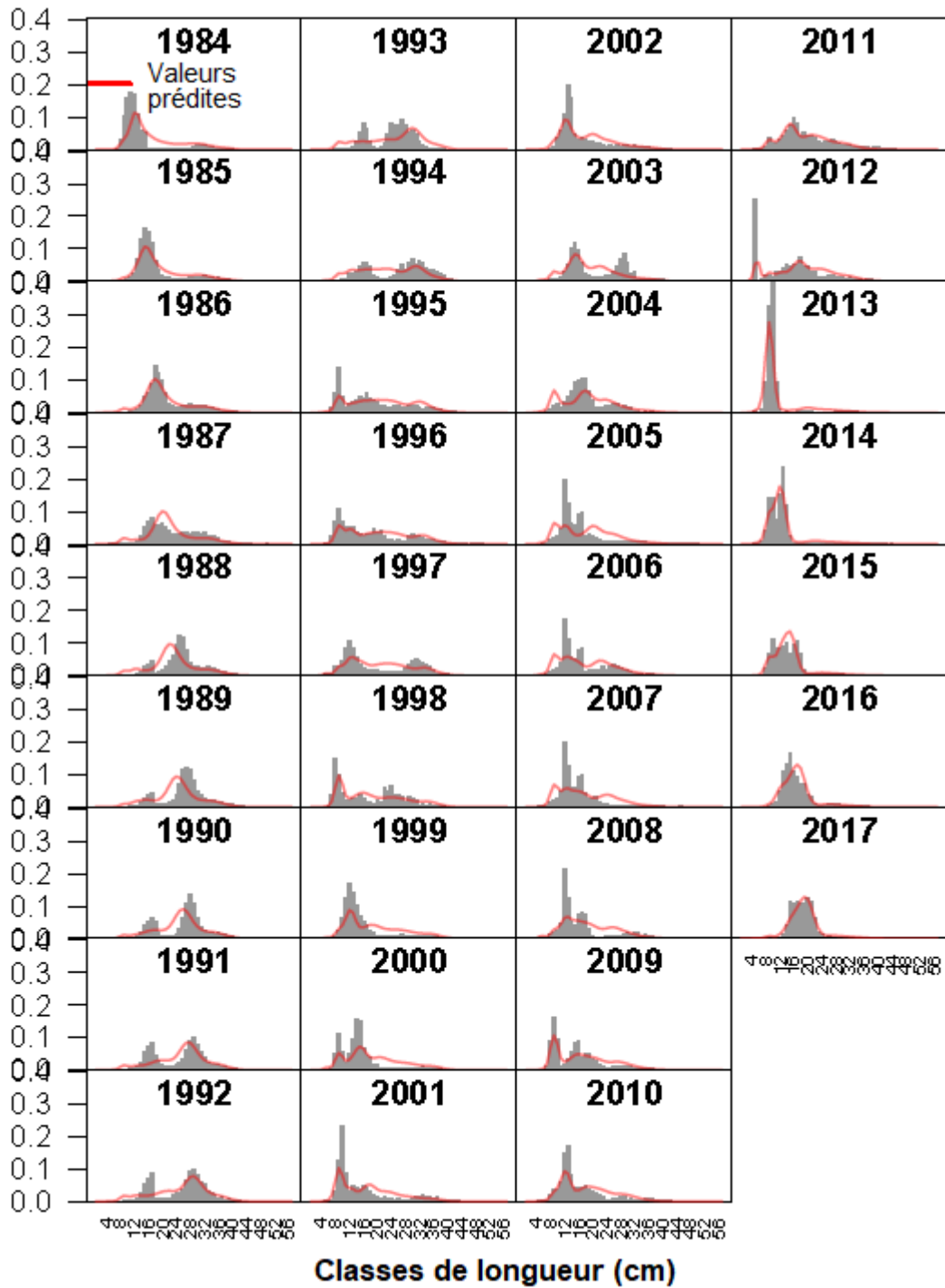


Figure 11. Ajustement du modèle opérationnel de référence aux données sur la composition des prises du relevé de l'unité 1 pour *S. fasciatus*.

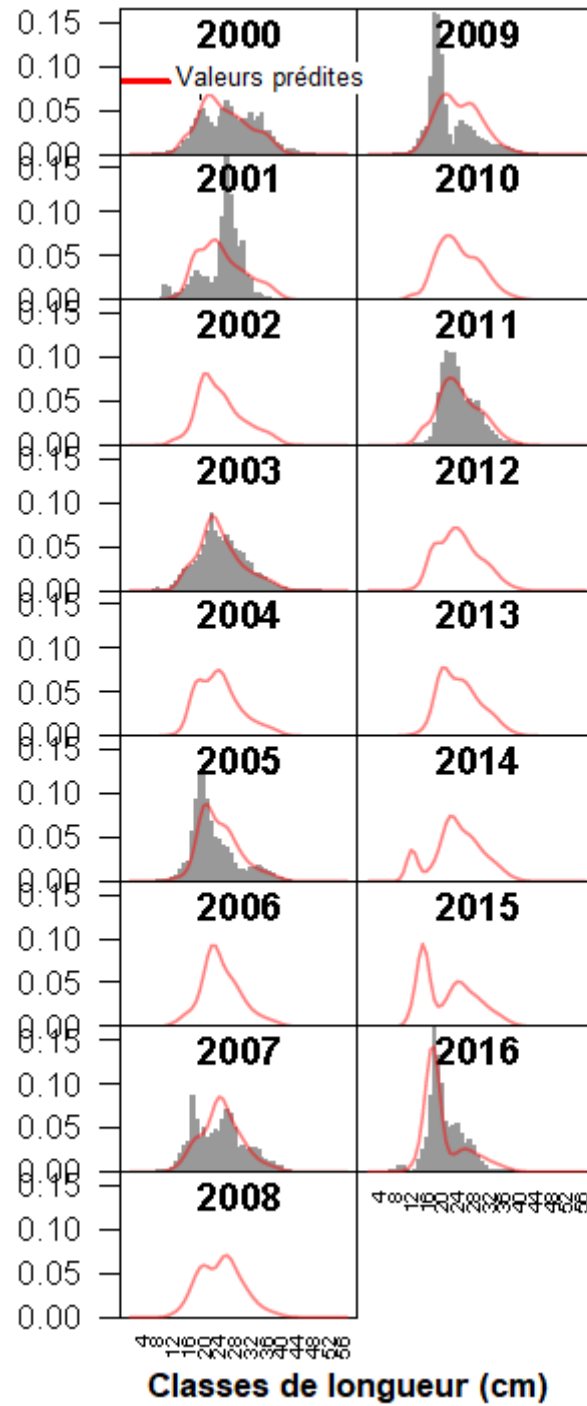


Figure 12. Ajustement du modèle opérationnel de référence aux données sur la composition des prises du relevé de l'unité 2 pour *S. fasciatus*.



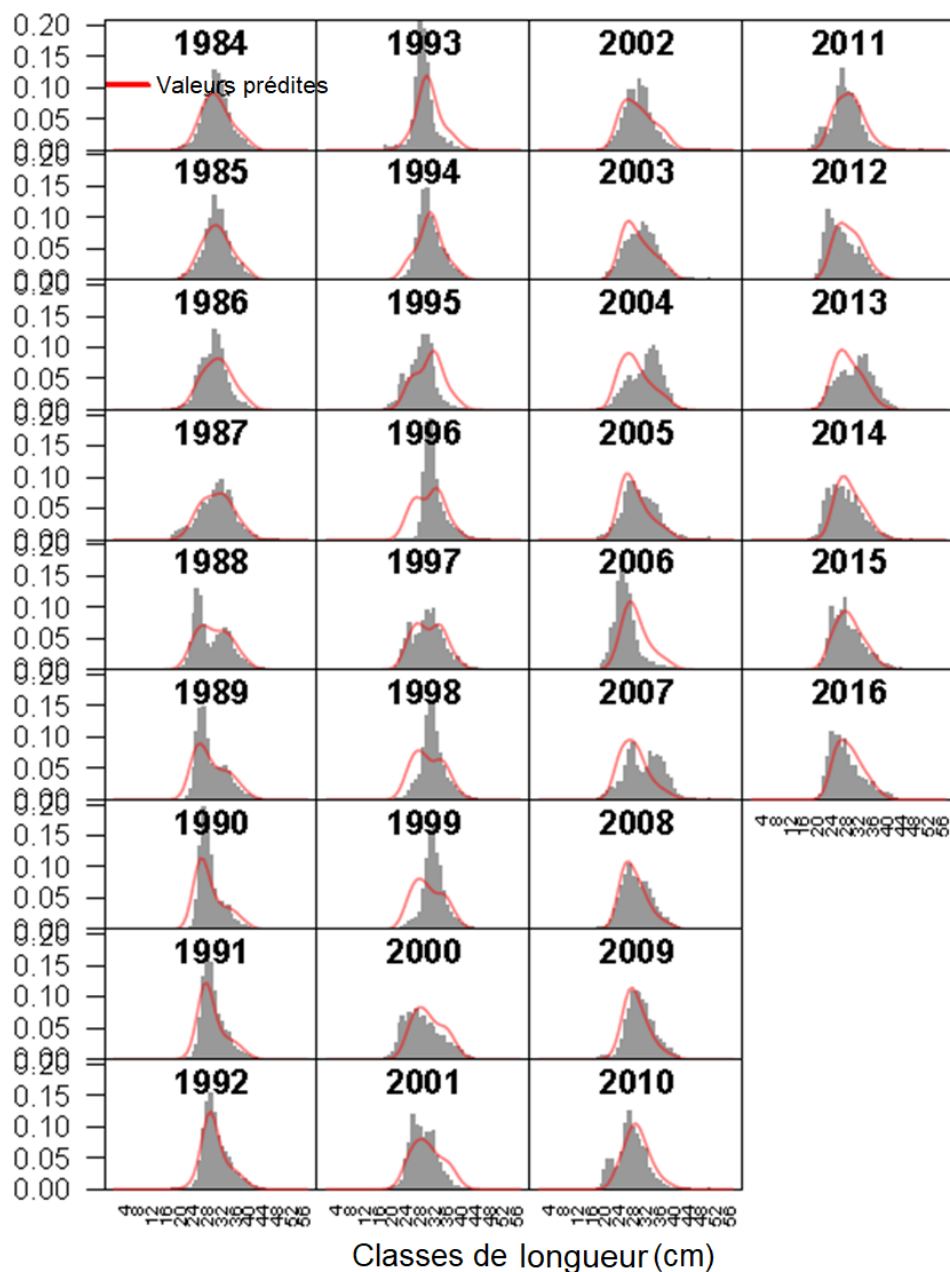


Figure 13. Ajustement du modèle opérationnel de référence aux données sur la composition des prises de la pêche pour *S. fasciatus*.

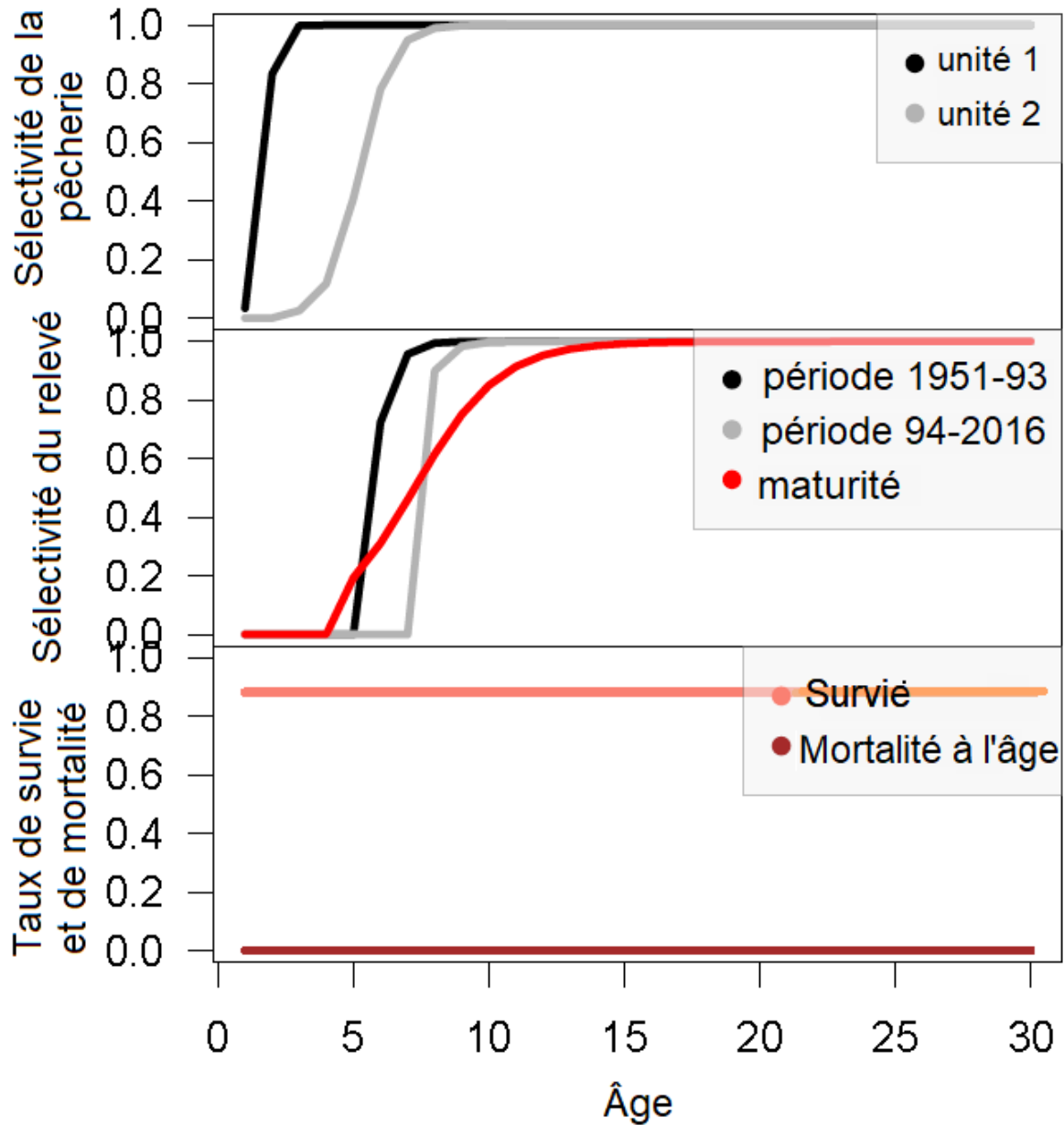


Figure 14. Tracés des fonctions de vulnérabilité à la capture par les relevés au chalut des unités 1 et 2 (en haut), des fonctions de vulnérabilité à la pêche, de la fraction des prises conservées et de la fraction mature selon l'âge (au milieu), et des taux de mortalité selon l'âge et de survie naturelle de *S. fasciatus* dans le modèle opérationnel de référence (en bas).

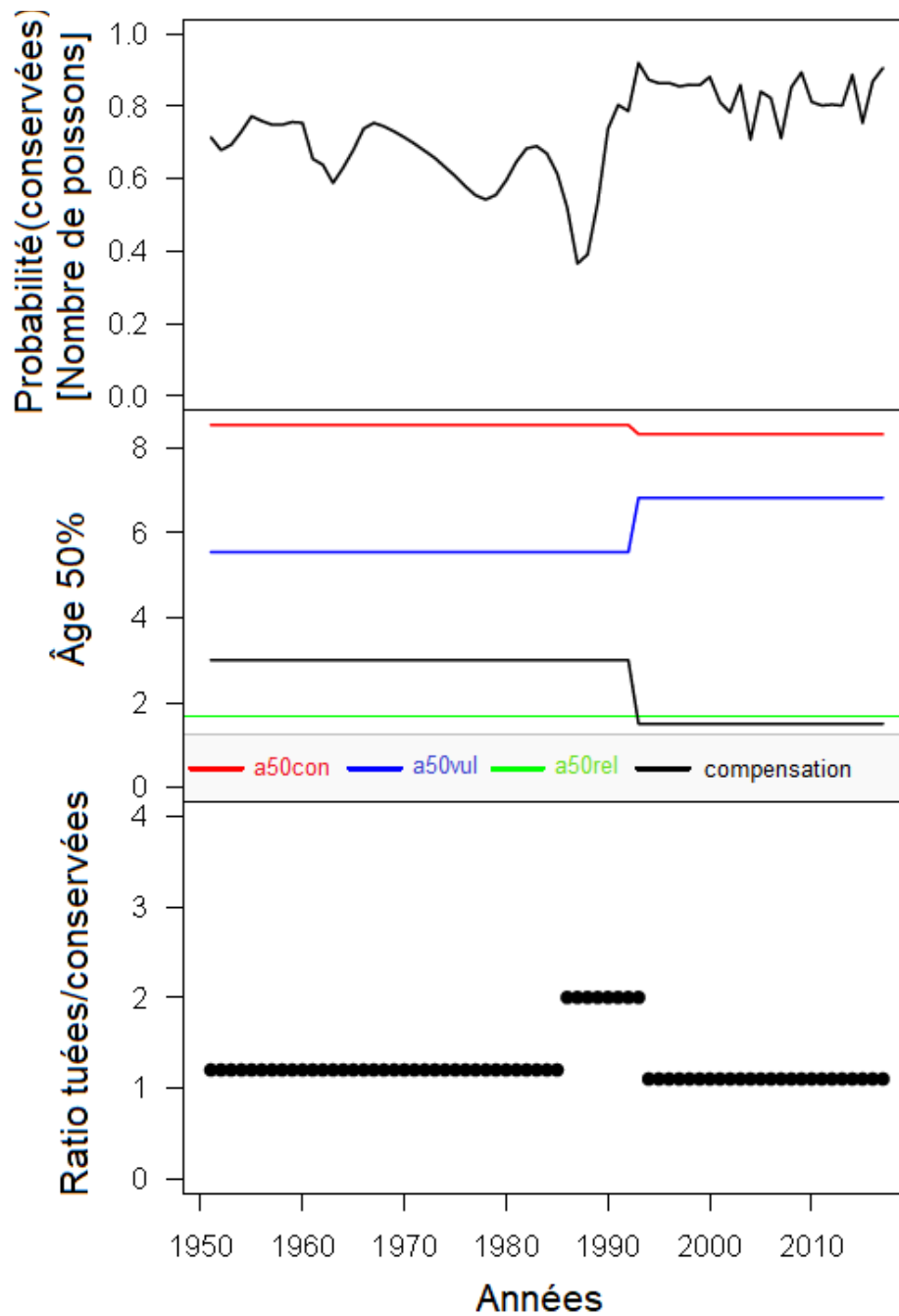


Figure 15. Tracés des estimations de la proportion des prises qui sont conservées (en haut), du paramètre  $a_{50}$  estimé pour les prises conservées et les prises tuées de la pêche et pour les relevés de l'unité 1, avec paramètre de compensation (au milieu), et du ratio de la biomasse des prises tuées par rapport aux prises conservées pour *S. fasciatus* dans le modèle opérationnel de référence (en bas).

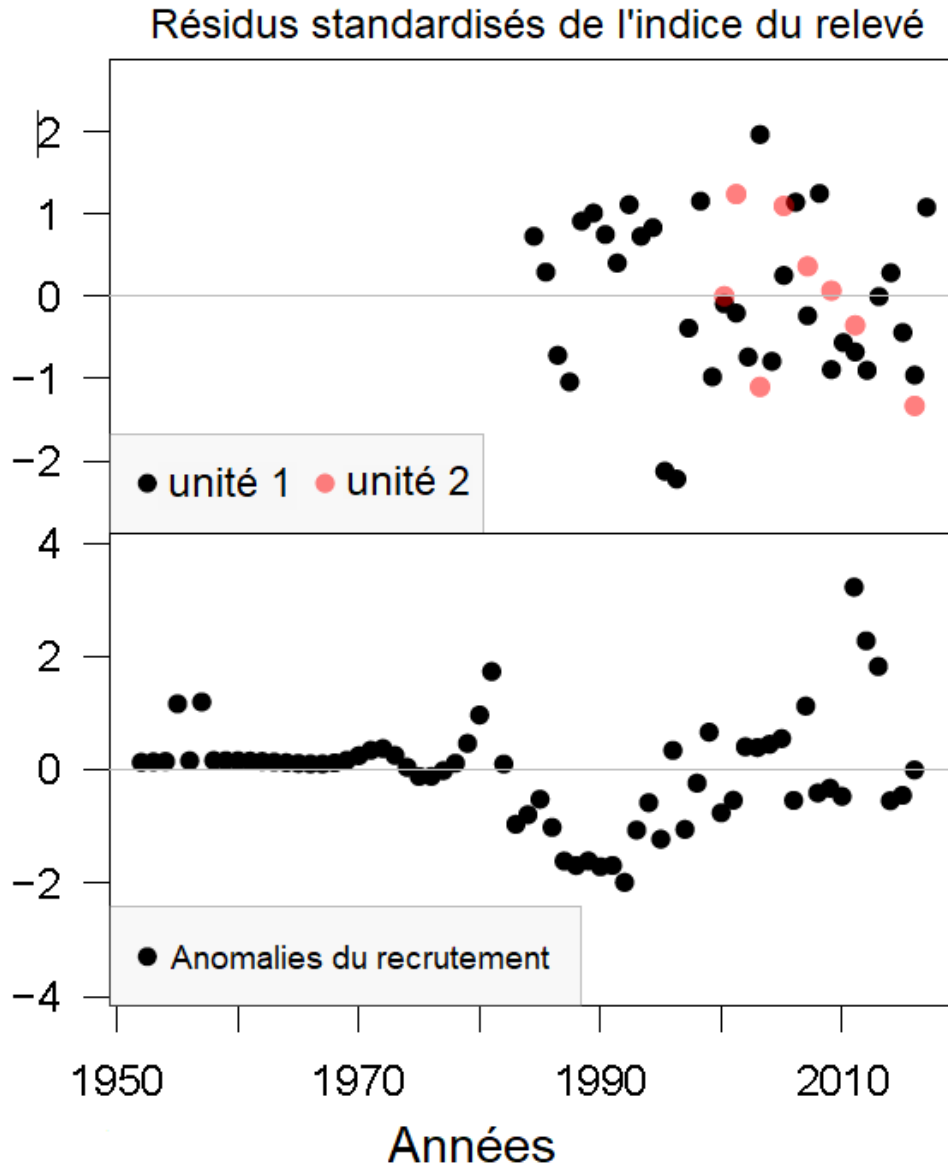


Figure 16. Tracés des résidus de l'ajustement du modèle opérationnel de référence aux données sur la biomasse d'après les relevés des unités 1 et 2 (en haut), et écarts aléatoires de la fonction stock-recrutement pour *S. fasciatus* (en bas).

Une analyse rétrospective a indiqué que les estimations des paramètres et des principales valeurs d'intérêt n'affichaient aucun biais rétrospectif d'importance lorsque les modèles étaient ajustés à un plus petit nombre d'années de données. Les tracés de chacune des séries chronologiques des estimations de la biomasse du stock reproducteur, du taux de capture, et des recrues d'âge 1 chez les deux espèces sont illustrés aux figures 17 et 18. Un léger biais rétrospectif peut être observé dans le tracé de la biomasse du stock reproducteur pour *S. fasciatus*. Les ajustements aux données de 2007 à 2010 tendent à surestimer les taux de capture de 2010 à 2014. Toutefois, les ajustements ultérieurs, c.-à-d. de 2012 à 2017, montrent des estimations plus cohérentes des taux de capture pour 2010 à 2014. Les ajustements pour *S. mentella* ne montrent aucun biais rétrospectif apparent.

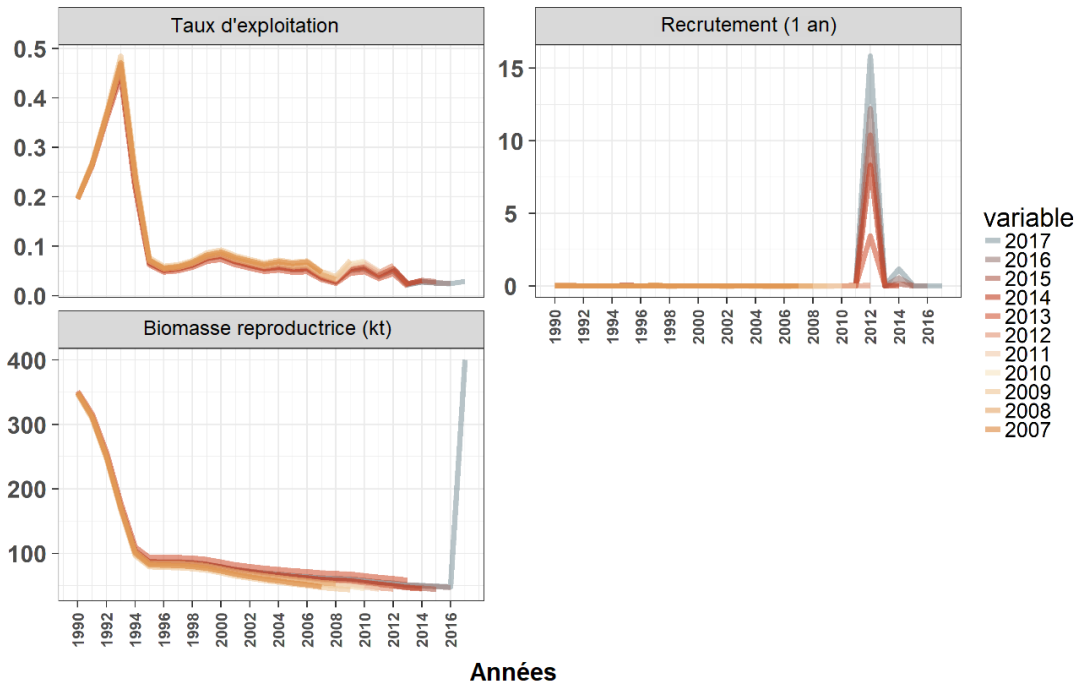


Figure 17. Tracés des estimations de la biomasse du stock reproducteur, des taux de capture et du recrutement à l'âge 1 selon des analyses rétrospectives du modèle opérationnel de référence pour *S. mentella*.

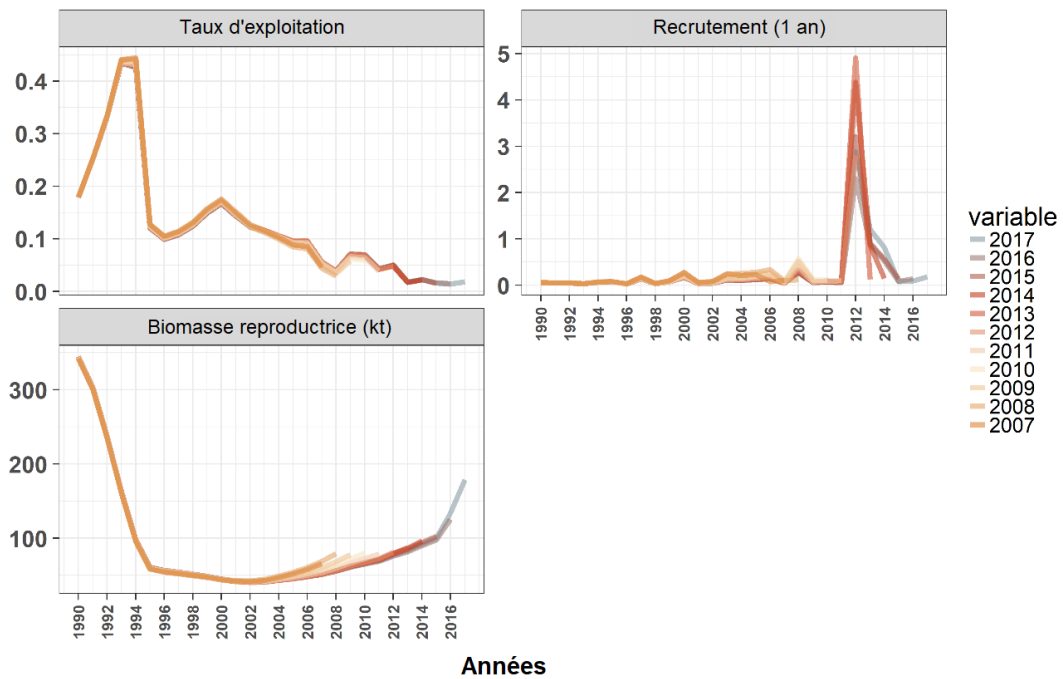


Figure 18. Tracés des estimations de la biomasse du stock reproducteur, des taux de capture et du recrutement à l'âge 1 selon des analyses rétrospectives du modèle opérationnel de référence pour *S. fasciatus*.

## VALEURS ESTIMÉES DES PARAMÈTRES

Les valeurs estimées pour les paramètres des modèles opérationnels de référence sont présentées aux tableaux 5 et 6 pour *S. mentella* et *S. fasciatus* respectivement. Les estimations de ces valeurs pour d'autres modèles opérationnels qui doivent être ajustés aux données sont fournies aux tableaux 7 et 8, qui présentent également les valeurs du critère d'information d'Akaike (AIC) et certaines des valeurs estimées de paramètres connexes pour les autres modèles opérationnels qui ont été ajustés aux données.

Tableau 5. Estimations des paramètres (esti.) et des principales variables d'intérêt pour *S. mentella* selon le modèle opérationnel de référence. Les valeurs de la biomasse sont exprimées en tonnes métriques. Les écarts-types (ET) sont indiqués pour les paramètres qui ont été estimés. Les définitions des termes des paramètres et des valeurs de la colonne de gauche sont fournies au tableau D.2.

paramètre	esti	ET	paramètre	esti	ET
$R_o$	0,420	0,067	$pr(q_{u2})_{sd}$	1,000	-
$Ssbo$	1508,900	240,090	$pr(a50^{ret})_{mean}$	0,500	-
$K$	3,082	0,790	$pr(a50^{ret})_{sd}$	0,250	-
$H$	0,435	0,063	$pr(a50^{ret})$	1,000	-
$q_{u1}$	0,666	0,046	$pr(recdevs)_{mean}$	2,100	-
$q_{u2}$	1,745	0,226	$pr(recdevs)_{sd}$	1,000	-
$q_{u1}^{mature}$	0,765	0,059	$cv11$	0,120	-
$q_{u1}^{fishery}$	0,638	0,052	$cv12$	0,050	-
$sd(index)_{u1}$	0,469	-	$Linf$	45,820	-
$sd(index)_{u2}$	0,452	-	$vbk$	0,096	-
$sd(index^{mature})_{u1}$	0,574	-	$to$	-0,500	-
$sd(index^{fishery})_{u1}$	0,407	-	$m$	0,100	-
$age50_{u1}$	2,022	0,061	$age50_{mat}$	7,889	-
$age50sd_{u1}$	0,145	0,018	$age50sd_{mat}$	1,980	-
$age50[ls]_{u1}^*$	19,000	-	$minage_{mat}$	5,000	-
$age50sd[ls]_{u1}^*$	1,000	-	$Minage_{kill-ret}$	7,000	-
$age50_{u2}^*$	7,017	1,348	$offset_{2017}$	1,500	-
$age50sd_{u2}^*$	2,731	1,038	$killratio_{2017}$	1,100	-
$age50_{blk1}^{ret}$	9,245	0,679	$age50_{blk2}^{kill}$	6,684	-
$age50_{blk2}^{ret}$	8,184	0,700	$ess_{u1}$	25,000	-
$age50sd_{blk1}^{ret}$	0,866	0,216	$ess_{u2}$	10,000	-
$age50sd_{blk2}^{ret}$	0,735	0,250	$ess_{fishery}$	5,000	-
$age50[ls]^{ret*}$	19,000	-	$negloglike$	3621,827	-
$age50sd[ls]^{ret*}$	1,000	-	$negloglike_{index_{u1}}$	56,273	-
$U_{msy}$	0,041	-	$negloglike_{index_{u2}}$	9,808	-
$msy$	25,030	-	$negloglike_{length_{fu1}}$	2777,400	-
$ssb_{msy}$	606,522	-	$negloglike_{length_{fu2}}$	275,758	-
$u_{2018}$	0,029	-	$negloglike_{length_{f_{ret}}}$	502,588	-
$ssb_{2018}$	400,490	-	$npar$	82,000	-
$D_{ssb}$	0,265	-	AIC	7407,655	-
$sig_R$	1,000	-			
$pr(h)_{mean}$	0,670	-			
$pr(h)_{sd}$	0,170	-			
$cv(index)_{u1}$	0,250	-			
$cv(index)_{u2}$	0,250	-			
$pr(q_{u1})_{mean}$	0,200	-			
$pr(q_{u2})_{mean}$	0,200	-			
$pr(q_{u1})_{sd}$	1,000	-			

Tableau 6. Estimations des paramètres (esti.) et des principales variables d'intérêt pour *S. fasciatus* selon le modèle opérationnel de référence. Les écarts-types (ET) sont indiqués pour les paramètres qui ont été estimés. Les valeurs de la biomasse sont exprimées en tonnes métriques. Les définitions des termes des paramètres et des valeurs de la colonne de gauche sont fournies au tableau D.2.

paramètre	esti	ET	paramètre	esti	ET
$ro$	0,623	0,123	$pr(a50^{ret})_{mean}$	0,500	-
$ssbo$	1115,500	220,800	$pr(a50^{ret})_{sd}$	0,250	-
$k$	6,522	2,084	$pr(a50^{ret})$	1,000	-
$h$	0,620	0,085	$pr(recdevs)_{mean}$	2,100	-
$q_{u1}$	0,533	0,034	$pr(recdevs)_{sd}$	1,000	-
$q_{u2}$	2,495	0,252	$cv11$	0,120	-
$q_{u1}^{mature}$	0,525	0,037	$cv12$	0,050	-
$q_{u1}^{fishery}$	0,444	0,036	$Lin f$	41,238	-
$sd(index)_{u1}$	0,501	-	$vbk$	0,106	-
$sd(index)_{u2}$	0,382	-	$to$	-0,500	-
$sd(index^{mature})_{u1}$	0,519	-	$m$	0,125	-
$sd(index^{fishery})_{u1}$	0,516	-	$age50_{mat}$	7,256	-
$age50_{u1}$	1,676	0,109	$age50sd_{mat}$	1,580	-
$age50sd_{u1}$	0,201	0,034	$minage_{mat}$	4,000	-
$age50[ls]_{u1}^*$	18,000	-	$Minage_{kill-ret}$	7,000	-
$age50sd[ls]_{u1}^*$	1,000	-	$offset_{2017}$	1,500	-
$age50_{u2}^*$	5,224	0,363	$killratio_{2017}$	1,100	-
$age50sd_{u2}^*$	0,609	0,211	$age50_{blk2}^{kill}$	6,829	-
$age50_{blk1}^{ret}$	8,545	0,534	$ess_{u1}$	25,000	-
$age50_{blk2}^{ret}$	8,329	0,345	$ess_{u2}$	10,000	-
$age50sd_{blk1}^{ret}$	0,471	0,237	$ess_{fishery}$	5,000	-
$age50sd_{blk2}^{ret}$	0,534	0,237	$negloglike$	3483,668	-
$age50[ls]^{ret*}$	18,000	-	$negloglike_{index_{u1}}$	64,160	-
$age50sd[ls]^{ret*}$	1,000	-	$negloglike_{index_{u2}}$	7,008	-
$U_{msy}$	0,094	0,032	$negloglike_{length_{f_{u1}}}$	2676,830	-
$msy$	33,746	6,565	$negloglike_{length_{f_{u2}}}$	255,776	-
$ssb_{msy}$	391,676	95,085	$negloglike_{length_{f_{ret}}}$	479,894	-
$u_{2018}$	0,019	0,002	$npar$	82,000	-
$ssb_{2018}$	171,500	20,100	AIC	7131,336	-
$D_{ssb}$	0,153	0,035			
$sig_R$	1,000	-			
$pr(h)_{mean}$	0,670	-			
$pr(h)_{sd}$	0,170	-			
$cv(index)_{u1}$	0,250	-			
$cv(index)_{u2}$	0,250	-			
$pr(q_{u1})_{mean}$	0,200	-			
$pr(q_{u2})_{mean}$	0,200	-			
$pr(q_{u1})_{sd}$	1,000	-			
$pr(q_{u2})_{sd}$	1,000	-			

Tableau 7. Résultats de l'AIC et valeurs de certains paramètres des modèles opérationnels de base et marginaux qui ont été ajustés aux données pour *S. mentella*. Les résultats des estimations pour les modèles 9, 3, 4 et 5 sont identiques à ceux du modèle 1, car les modifications des paramètres ont seulement été apportées aux simulations futures. Les valeurs de biomasse sont exprimées en kilotonnes (kt).

Modèle	Type	Description	Bo	h	PME	U <sub>PME</sub>	D <sub>2017</sub>	#p	nlik	AIC	Remarques
1	De base	Référence	1 509	0,44	25	0,041	0,265	82	3 621,8	7 407,7	-
8	De base	<i>M</i> de Lorenzen	1 509	0,34	20	0,031	0,307	82	3 681,0	7 526,0	-
10	De base	<i>S. mentella</i> formant une plus grande partie des prises	1 714	0,45	29	0,040	0,272	82	3 629,0	7 422,1	-
11	De base	<i>S. mentella</i> formant une plus petite partie des prises	1 287	0,43	21	0,041	0,260	82	3 622,3	7 408,6	-
2	Marginal	Sélectivité des engins formant une courbe en dôme	1 488	0,46	29	0,081	0,158	82	3 525,3	7 214,6	Paramètres estimés uniquement pour la partie ascendante de la courbe
15	Marginal	Valeur de <i>M</i> faible (0,075)	1 478	0,57	26	0,048	0,244	82	3 618,7	7 401,5	-
16	Marginal	Valeur de <i>M</i> élevée (0,125)	1 612	0,33	20	0,030	0,280	82	3 628,5	7 420,9	-
17	Marginal	Inclinaison de pente élevée	1 374	0,54	29	0,058	0,296	82	3 622,1	7 408,4	-
18	Marginal	Inclinaison de pente faible	1 623	0,33	18	0,025	0,223	82	3 621,9	7 407,7	-
13a	Marginal	Décalage faible	1 500	0,43	25	0,042	0,265	82	3 619,7	7 403,5	-
13b	Marginal	Décalage élevé	1 519	0,44	25	0,041	0,266	82	3 623,7	7 411,3	-
14a	Marginal	Ratio plus faible entre les prises tuées et	910	0,45	16	0,043	0,312	82	3 619,8	7 403,7	-



Modèle	Type	Description	Bo	h	PME	U <sub>PME</sub>	D <sub>2017</sub>	#p	nlik	AIC	Remarques
		prises conservées									
14b	Marginal	Ratio plus élevé entre les prises tuées et prises conservées	2 110	0,43	35	0,041	0,247	82	3 623,7	7 411,4	-
19	Marginal	Fortes cohortes antérieures – valeur faible	1 582	0,43	26	0,041	0,253	82	3 621,8	7 407,7	-
20	Marginal	Fortes cohortes antérieures – valeur élevée	1 412	0,44	24	0,042	0,284	82	3 621,8	7 407,7	-

Tableau 8. Résultats de l'AIC et valeurs de certains paramètres des modèles opérationnels de base et marginaux qui ont été ajustés aux données pour *S. fasciatus*. Les résultats des estimations pour les modèles 9, 3, 4 et 5 sont identiques à ceux du modèle 1, car les modifications des paramètres ont seulement été apportées aux simulations futures. Les valeurs de biomasse sont exprimées en kilotonnes (kt).

Modèle	Type	Description	Bo	h	PME	U <sub>PME</sub>	D <sub>2017</sub>	#p	nllik	AIC	Remarques
1	De base	Référence	1 116	0,62	34	0,094	0,153	82	3 483,7	7 131,3	-
8	De base	M de Lorenzen	1 140	0,47	30	0,079	0,143	82	3 464,8	7 093,5	-
10	De base	<i>S. mentella</i> formant une plus grande partie des prises	958	0,62	29	0,094	0,150	82	3 488,2	7 140,4	-
11	De base	<i>S. mentella</i> formant une plus petite partie des prises	1 380	0,60	40	0,091	0,152	82	3 495,4	7 254,9	-
2	Marginal	Sélectivité des engins formant une courbe en dôme	1 488	0,46	29	0,081	0,158	82	3 525,3	7 214,6	Paramètres estimés uniquement pour la partie ascendante de la courbe
15	Marginal	Valeur de M faible (0,094)	1 183	0,73	32	0,090	0,140	82	3 492,4	7 148,8	-
16	Marginal	Valeur de M élevée (0,125)	1 078	0,53	34	0,096	0,116	82	3 478,4	7 120,7	-
17	Marginal	Inclinaison de pente élevée	807	0,78	29	0,129	0,218	82	3 483,8	7 131,5	-
18	Marginal	Inclinaison de pente faible	1 323	0,47	30	0,062	0,126	82	3 483,6	7 131,2	-
12	Marginal	Autres blocs de sélectivité	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13a	Marginal	Décalage faible	1 107	0,62	34	0,096	0,155	82	3 484,2	7 132,3	-
13b	Marginal	Décalage élevé	1 120	0,62	33	0,093	0,152	82	3 483,4	7 130,8	-
14a	Marginal	Ratio plus faible entre	701	0,63	22	0,096	0,176	82	3 481,0	7 126,1	-

Modèle	Type	Description	Bo	h	PME	U <sub>PME</sub>	D <sub>2017</sub>	#p	nllik	AIC	Remarques
		les prises tuées et prises conservées									
14b	Marginal	Ratio plus élevé entre les prises tuées et prises conservées	1 533	0,62	46	0,093	0,144	82	3 486,1	7 136,1	-
19	Marginal	Fortes cohortes antérieures – valeur faible	1 192	0,61	36	0,092	0,144	82	3 483,7	7 131,5	-
20	Marginal	Fortes cohortes antérieures – valeur élevée	1 009	0,63	31	0,097	0,169	82	3 483,5	7 131,1	-

## RENDEMENT DES PROCÉDURES DE GESTION

Les tracés des paramètres de rendement relatifs aux stocks et à la pêche pour les 21 procédures de gestion du modèle opérationnel de référence sont présentés aux figures 19 à 22. La totalité des procédures de gestion proposées ont satisfait, dans tous les cas et sous tous les modèles opérationnels, aux paramètres de rendement relatifs au PRL et au PRS (ces tracés n'étant toutefois pas indiqués, sauf pour le modèle de référence. Sous l'un des modèles opérationnels de base, c.-à-d le modèle opérationnel 10, la totalité des procédures de gestion non plafonnées et quatre des neuf procédures de gestion plafonnées ont satisfait aux paramètres de rendement relatifs au taux de capture et à la production maximale équilibrée (PME); les modèles opérationnels 20, 25, 26, 27 et 45 n'y ayant pas satisfait (figure 23). Le plus faible rendement pour ce paramètre était observé dans les cas où la séparation des prises avait favorisé *S. mentella* dans les années passées, et où le ratio entre les prises tuées et les prises conservées était faible.

Aucune des procédures de gestion n'a rencontré les paramètres de rendement qui maximisaient le nombre d'années où le poisson de < 22 cm représentait moins de 15 % des prises (le protocole de petits poissons n'étant pas déclenché) au cours des a) 5 années et b) 40 années à venir (figure 24). Pour ce paramètre de rendement, les procédures de gestion plafonnées ont obtenu un score légèrement plus élevé que celles non plafonnées. L'année de mise en œuvre avait très peu d'effet sur le rendement. Les scores étaient plus faibles lorsque les valeurs *M* historiques et futures étaient élevées, lorsque les valeurs *M* futures étaient doublées, et lorsque les séparations des prises dans le passé ont favorisé *S. mentella*. Les scores étaient plus élevés lorsqu'il n'y avait pas de fortes cohortes à venir, lorsque les valeurs de *M* historiques et futures étaient plus faibles, et lorsque la séparation des prises favorisait *S. fasciatus*.

Aucune des procédures de gestion n'a rencontré les paramètres de rendement qui maximisaient le nombre d'années où le poisson de < 25 cm représentait moins de 15 % des prises au cours des a) 5 années et b) 40 années à venir.

---

En ce qui concerne les mesures de rendement relatives aux prises moyennes, les procédures de gestion non plafonnées se classaient plus haut que celles plafonnées, ce qui était toutefois moins le cas si la RCP non plafonnée était réduite de 80 % (figures 25 et 26). Pour les procédures de gestion plafonnées, les scores augmentaient lorsque les plafonds étaient plus élevés. L'année de mise en œuvre n'avait aucun effet sur ce paramètre de rendement. Les scores étaient plus élevés lorsque les paramètres comprenaient des écarts aléatoires du recrutement paramétriques et de faibles valeurs de  $M$  historiques et futures; ils étaient également plus faibles lorsque les valeurs de  $M$  futures étaient élevées, ainsi que selon les scénarios d'inclinaison de la pente plus élevée ou plus faible. Pour les procédures de gestion non plafonnées par rapport à celles plafonnées, les gains relatifs aux prises moyennes étaient moins prononcés dans l'horizon de 10 à 40 ans que dans l'horizon de 10 à 20 ans (figures 25 et 26).

En ce qui concerne la proportion de simulations où les limites de prises dépassaient 40 kt d'ici 2028 et le nombre moyen d'années où la limite de prises dépassait 40 kt entre 2028 et 2057, les procédures de gestion non plafonnées affichaient un moins bon rendement que celles plafonnées, notamment celles où la variation maximale des limites de prises était de 15 % et celles dont la limite de prises était moins élevée (figures 27 et 28). Les procédures de gestion non plafonnées où la RCP était fixée à 80 % affichaient des prises moyennes plus faibles. Ici encore, l'année de mise en œuvre n'avait aucun effet sur ce paramètre. Les scores étaient plus élevés lorsque les paramètres comprenaient un bootstrap paramétrique des écarts aléatoires du recrutement et de faibles valeurs de  $M$  historiques et futures; et ils étaient plus faibles lorsque les valeurs de  $M$  futures étaient élevées, ainsi que selon les modifications de l'inclinaison de la pente.

En ce qui a trait à la proportion d'années où la limite de prises excédait les débarquements en 2017, toutes les procédures de gestion ont obtenu de bons résultats, sauf celles où un protocole de petits poissons était déclenché, qui ont obtenu de mauvais résultats pour certains des modèles opérationnels marginaux (figure 29).

Pour ce qui est du paramètre de rendement maximisant les prises de poissons de grande taille, sur 5 ans et sur 40 ans, les procédures de gestion plafonnées ont obtenu une note légèrement plus élevée que celles non plafonnées, mais s'avéraient toutefois moins robustes que ces dernières (figure 30). Les scores obtenus étaient plus faibles sous des valeurs élevées de  $M$  historiques et futures, lorsque les valeurs de  $M$  futures étaient doublées, et lorsque la séparation des prises était favorable à *S. mentella*; et ils étaient plus élevés sous de faibles valeurs de  $M$  historiques et futures, et selon une séparation des prises favorable à *S. fasciatus*.

Pour ce qui est du maintien de la stabilité de la pêche, les procédures de gestion plafonnées ont obtenu un score plus élevé, en plus d'être plus robustes que les procédures de gestion non plafonnées (figures 31 et 32). Les scores affichaient une certaine sensibilité au recrutement paramétrique et à des valeurs de  $M$  futures élevées.

En ce qui concerne les principaux compromis entre les paramètres de rendement, cinq compromis importants doivent être soulignés. Les prises moyennes sur une période de 10 à 20 ans ont été corrélées avec les prises moyennes sur une période de 10 à 40 ans, surtout pour les procédures de gestion plafonnées. Toutefois, dans le cas des procédures de gestion non plafonnées, les prises sur une période de 10 à 40 ans étaient considérablement plus faibles (figure 33).

Il y avait un compromis marqué entre les prises moyennes et le nombre d'années où le protocole de petits poissons n'était pas déclenché (figure 34). Les procédures de gestion non plafonnées affichaient des prises moyennes élevées, mais un moins grand nombre d'années où le protocole de petits poissons n'était pas déclenché. Les procédures de gestion

---

plafonnées affichaient des prises moyennes moins élevées, mais un plus grand nombre d'années où le protocole de petits poissons n'était pas déclenché.

Il y avait un compromis marqué entre les prises moyennes et la proportion d'années où les prises étaient composées de poissons de grande taille (figure 35). Les procédures de gestion non plafonnées affichaient des prises élevées, mais de plus faibles proportions d'années où les prises étaient composées de poissons de grande taille, et vice versa pour les procédures de gestion plafonnées.

Il y avait un compromis marqué entre les prises moyennes et le nombre moyen d'années où la limite de prises dépassait 40 kt (figure 36). Les procédures de gestion non plafonnées affichaient des prises moyennes plus élevées, mais moins d'années où la limite de prises était supérieure à 40 kt, et vice versa pour les procédures de gestion plafonnées. Toutefois, les procédures de gestion plafonnées qui appliquaient un protocole de petits poissons et autorisaient un changement maximal de 5 kt affichaient à la fois des prises moyennes faibles et un faible nombre d'années où les prises étaient supérieures à 40 kt.

Il y avait également un compromis prononcé entre les prises moyennes conservées et la proportion d'années où la limite de prises a changé de moins de 15 % (figure 37). Les procédures de gestion non plafonnées affichaient des prises moyennes élevées, mais des proportions plus faibles d'années où la limite de prises avait changé de moins de 15 %, et vice versa pour les procédures de gestion plafonnées.

Pour illustrer la sensibilité de certains compromis aux paramètres des modèles opérationnels, cinq diagrammes présentés ci-après représentent les tracés des compromis du modèle opérationnel 3, où le taux de mortalité naturelle est doublé au cours des 20 prochaines années. Les prises moyennes sur 10 à 20 ans et sur 10 à 40 ans sont beaucoup plus faibles que sous le modèle opérationnel de référence, et le compromis est moins marqué entre les différentes procédures de gestion (figure 38). Le compromis est également moins marqué entre les prises moyennes et les années où le protocole de petits poissons n'est pas déclenché (figure 39), entre les prises moyennes et la proportion d'années où les poissons de plus de 27 cm composent plus de 80 % des prises (figure 40), entre les prises conservées moyennes et les années où le TAC est supérieur à 40 kt (figure 41), et entre les prises moyennes conservées et la proportion d'années où le changement du TAC est inférieur à 15 % (figure 42).

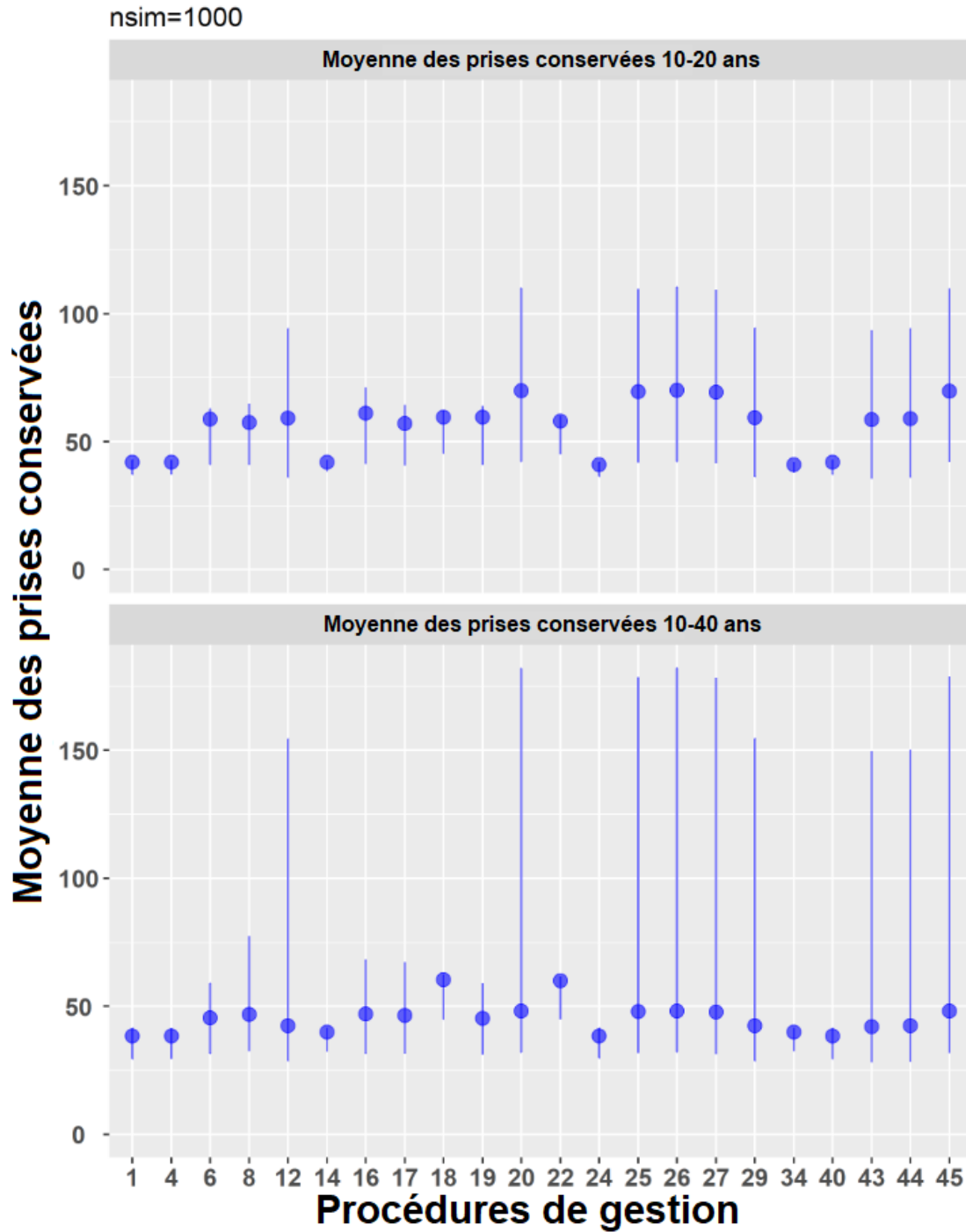


Figure 19. Moyenne des prises conservées sur 10 à 20 ans et sur 10 à 40 ans pour les 21 procédures de gestion selon le modèle opérationnel de référence. Les points indiquent les médianes et les barres indiquent les intervalles interquartiles.

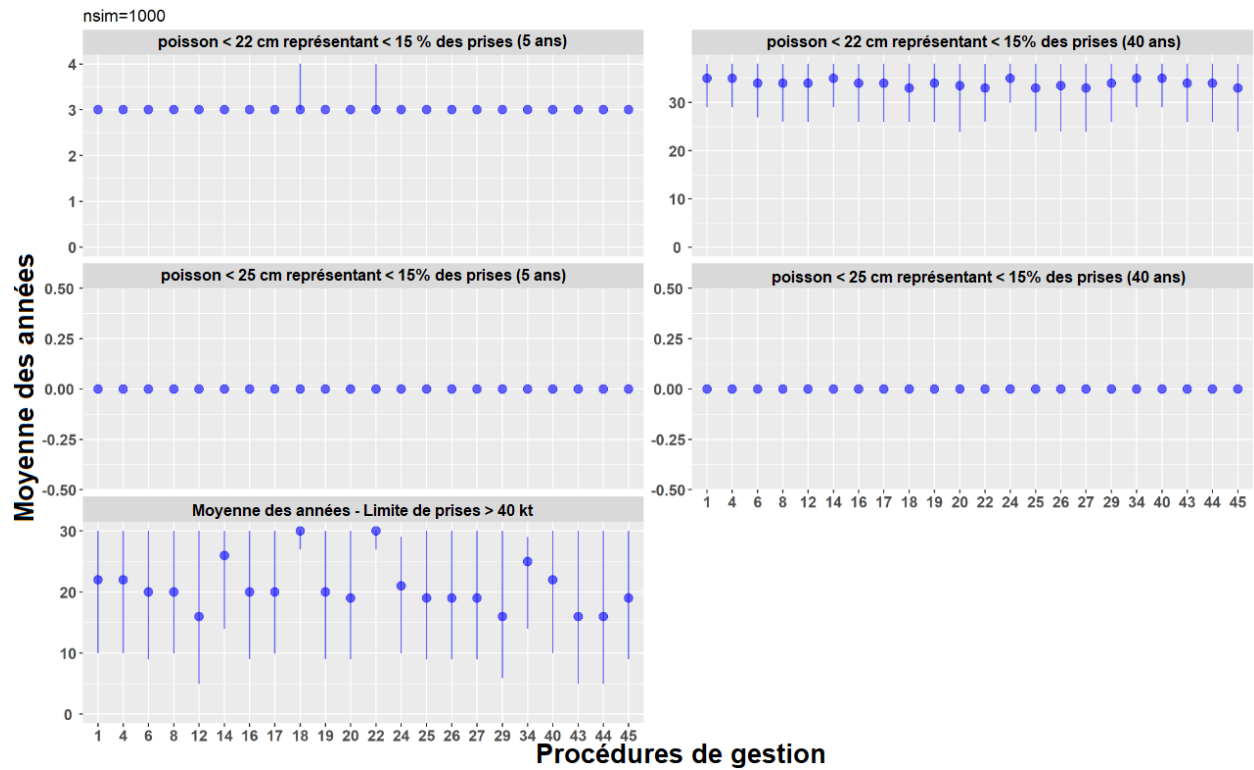


Figure 20. Tracés du nombre moyen d'années où : 1) les poissons de < 22 cm représentent moins de 15 % des prises au cours des 5 premières années et sur 40 ans; 2) les poissons de < 25 cm représentent moins de 15 % des prises au cours des 5 premières années et sur 40 ans; et 3) les limites de prises sont égales ou supérieures à 40 kt au cours de l'horizon de 40 années sous le modèle opérationnel de référence. Les points indiquent les médianes et les barres indiquent les intervalles interquartiles.

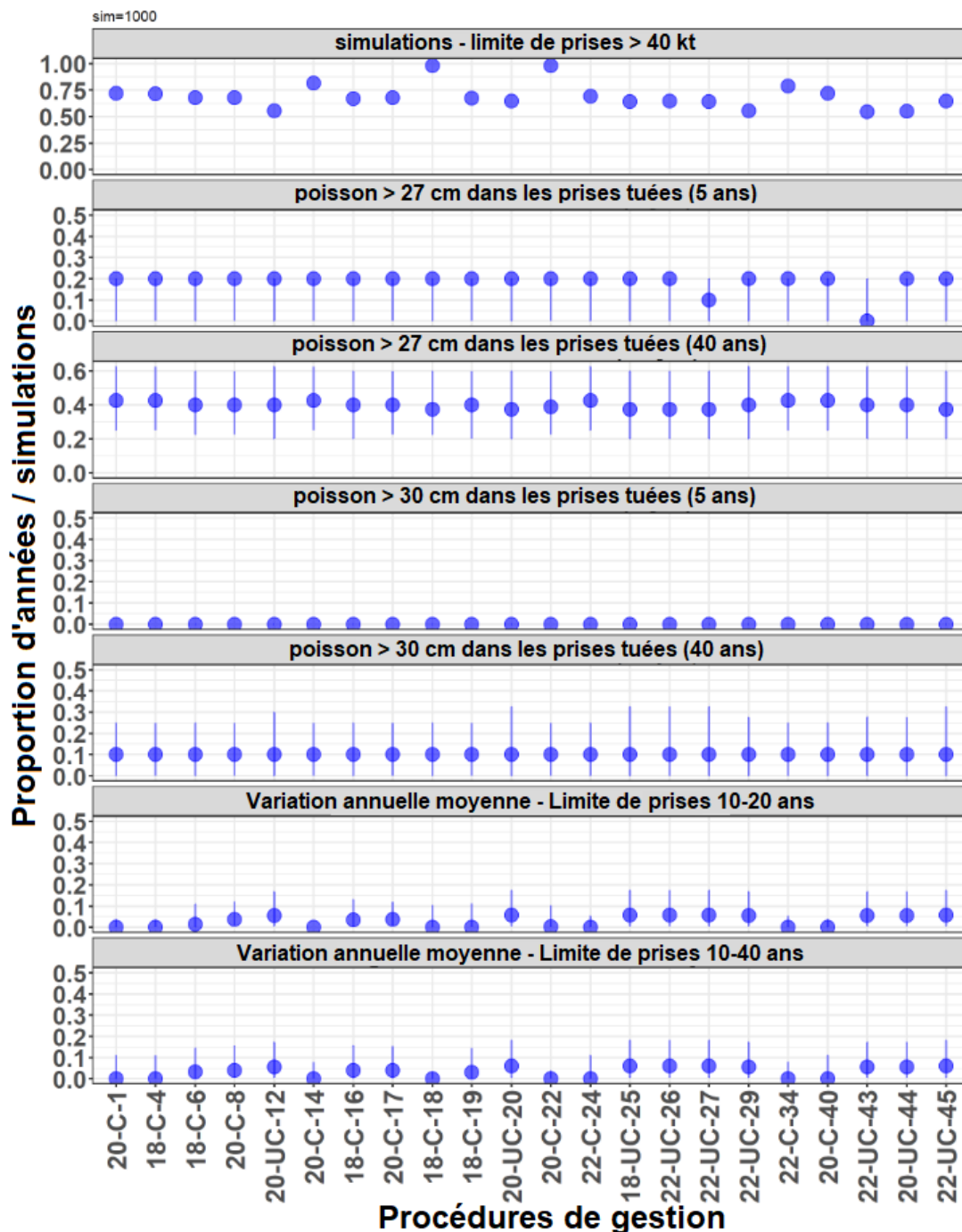


Figure 21. Tracés de la proportion moyenne d'années : 1) où la limite de prises dépasse 40 kt; 2) où le pourcentage de poissons de > 27 cm représente plus de 80 % des prises au cours des 5 premières années et sur 40 ans; 3) où le pourcentage de poissons de > 30 cm représente plus de 80 % des prises au cours des 5 premières années et sur 40 ans; et 4) tracé de la variation proportionnelle annuelle moyenne des limites de prises sur 10 à 20 ans et sur 10 à 40 ans pour les procédures sous le modèle opérationnel de référence. Les points indiquent les médianes et les barres indiquent les intervalles interquartiles.



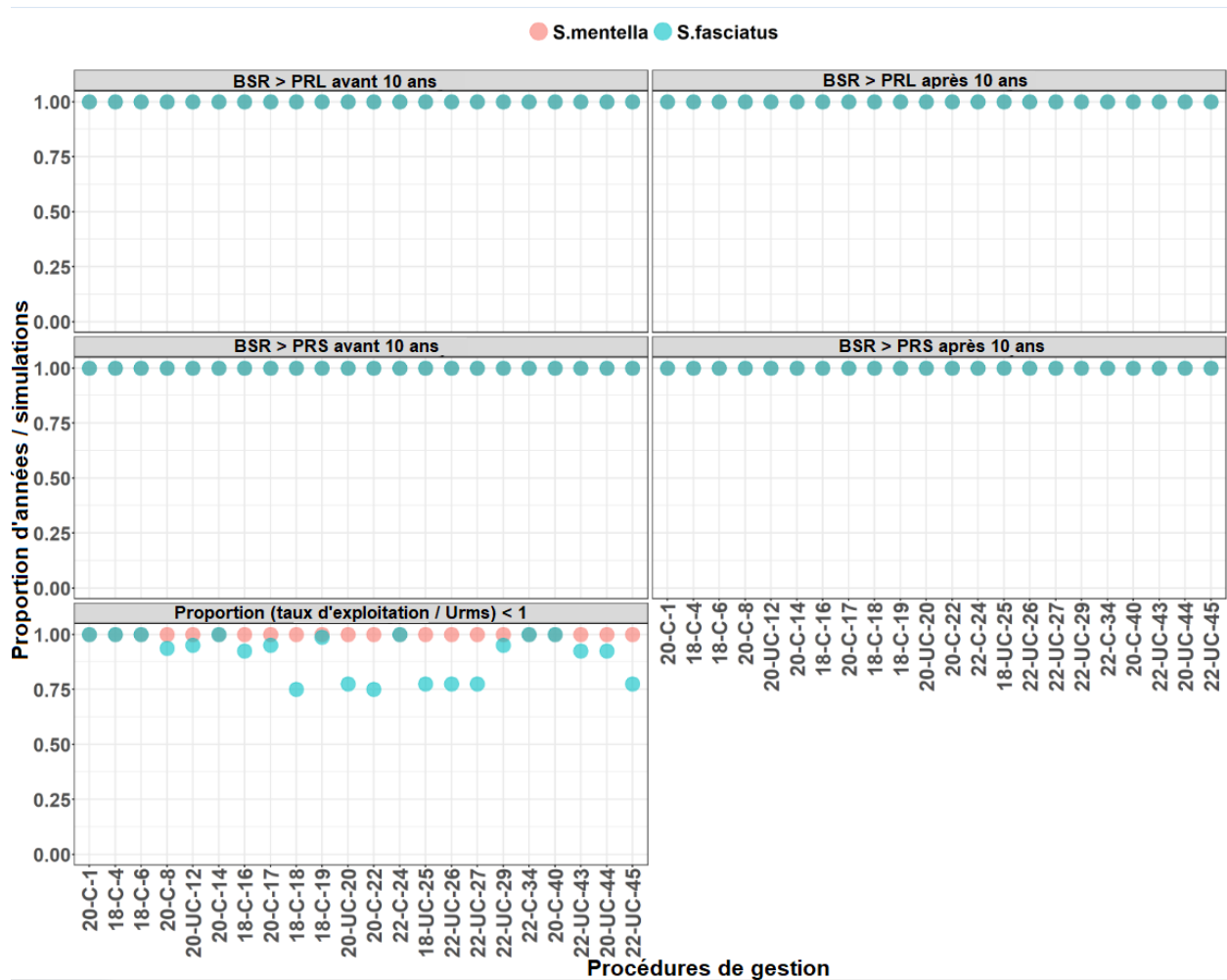


Figure 22. Tracés de la proportion moyenne d'années où : 1) la BSR dépasse le PRL avant 10 ans; 2) la BSR dépasse le PRS avant 10 ans; 3) la BSR dépasse le PRL après 10 ans; 4) la BSR dépasse le PRS après 10 ans; et 5) le ratio du taux de capture et de la valeur de  $U_{PME}$  est inférieur à 1 chez *S. fasciatus* et *S. mentella* pour les procédures sous le modèle opérationnel de référence. Les points indiquent les médianes et les barres indiquent les intervalles interquartiles.

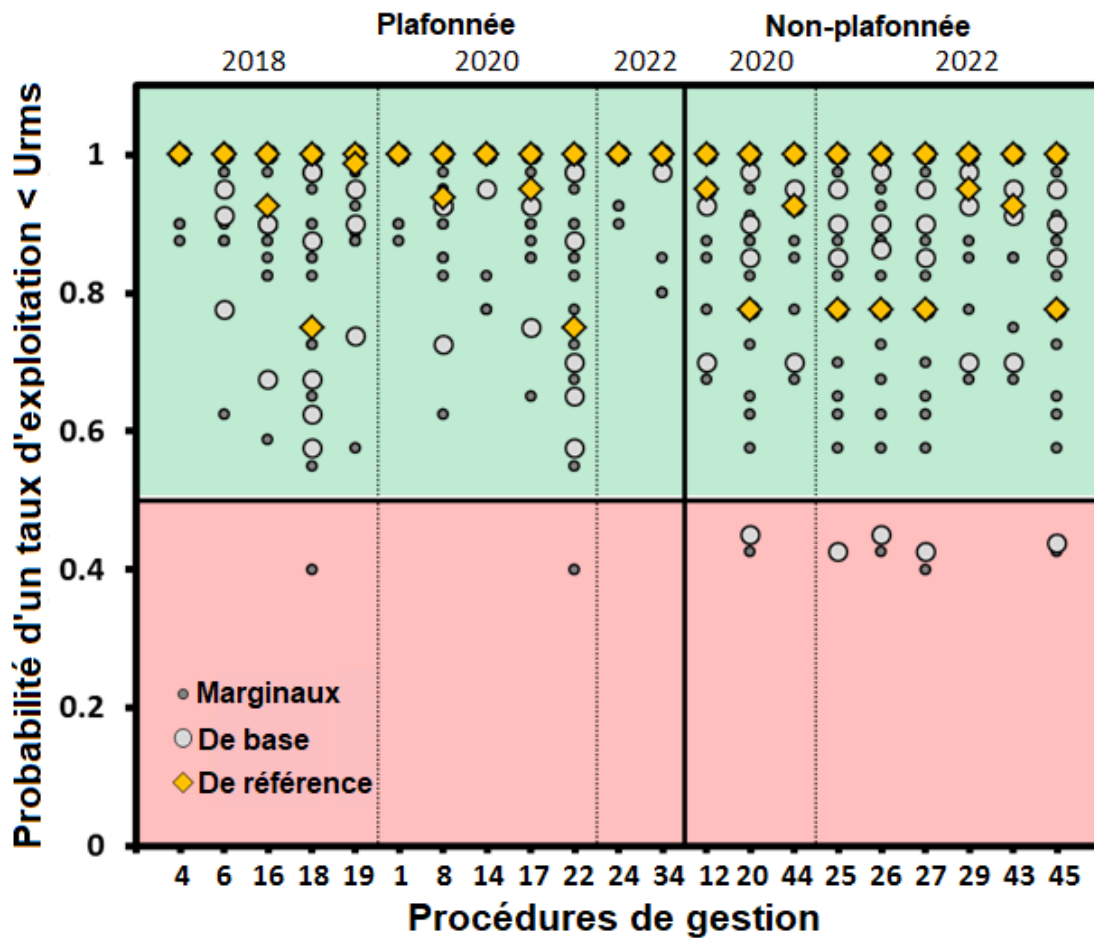


Figure 23. Tracé de la probabilité que le taux de capture pour chaque espèce demeure inférieur à la valeur de  $U_{PME}$  pour chacune des procédures de gestion selon les modèles opérationnels de base et marginaux. Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux. La zone verte indique la fourchette de valeurs suggérée pour satisfaire aux paramètres de rendement. La zone rouge indique la fourchette de valeurs suggérée où les paramètres de rendement ne sont pas atteints.

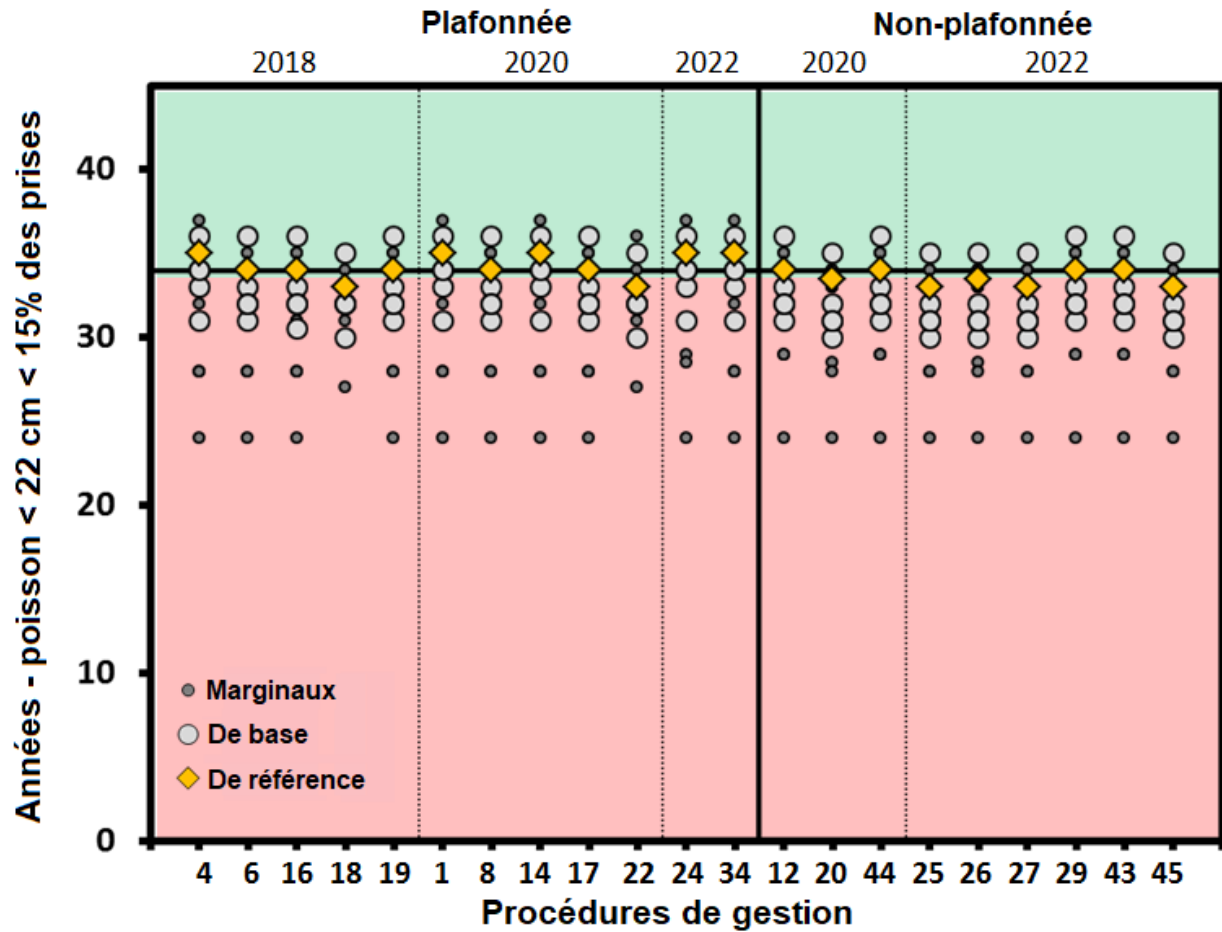


Figure 24. Tracé du nombre d'années où les poissons de < 22 cm composent moins de 15 % des prises pour chacune des procédures de gestion selon les modèles opérationnels de base et marginaux. Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux. La zone verte indique la fourchette de valeurs suggérée pour satisfaire aux paramètres de rendement. La zone rouge indique la fourchette de valeurs suggérée où les paramètres de rendement ne sont pas atteints.

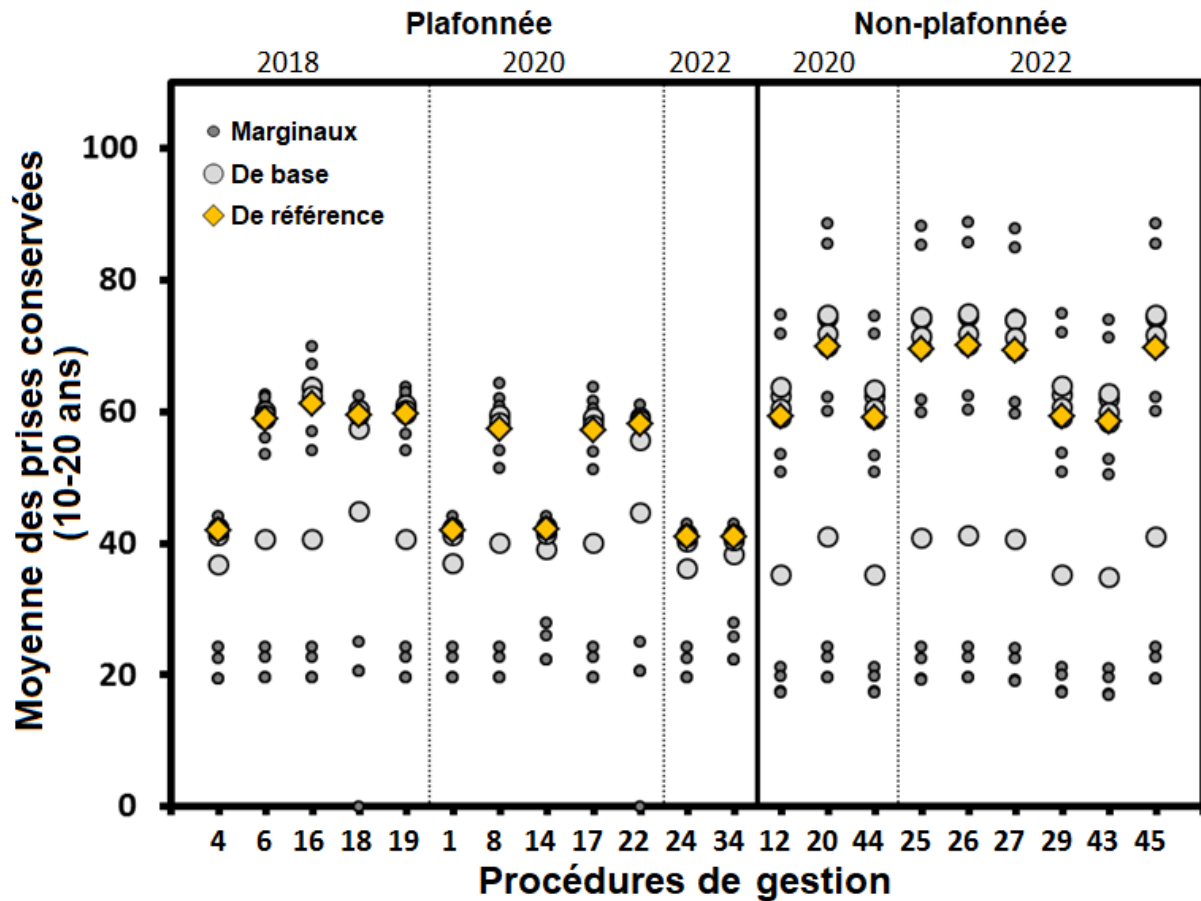


Figure 25. Moyenne annuelle des prises conservées sur 10 à 20 ans. Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux.

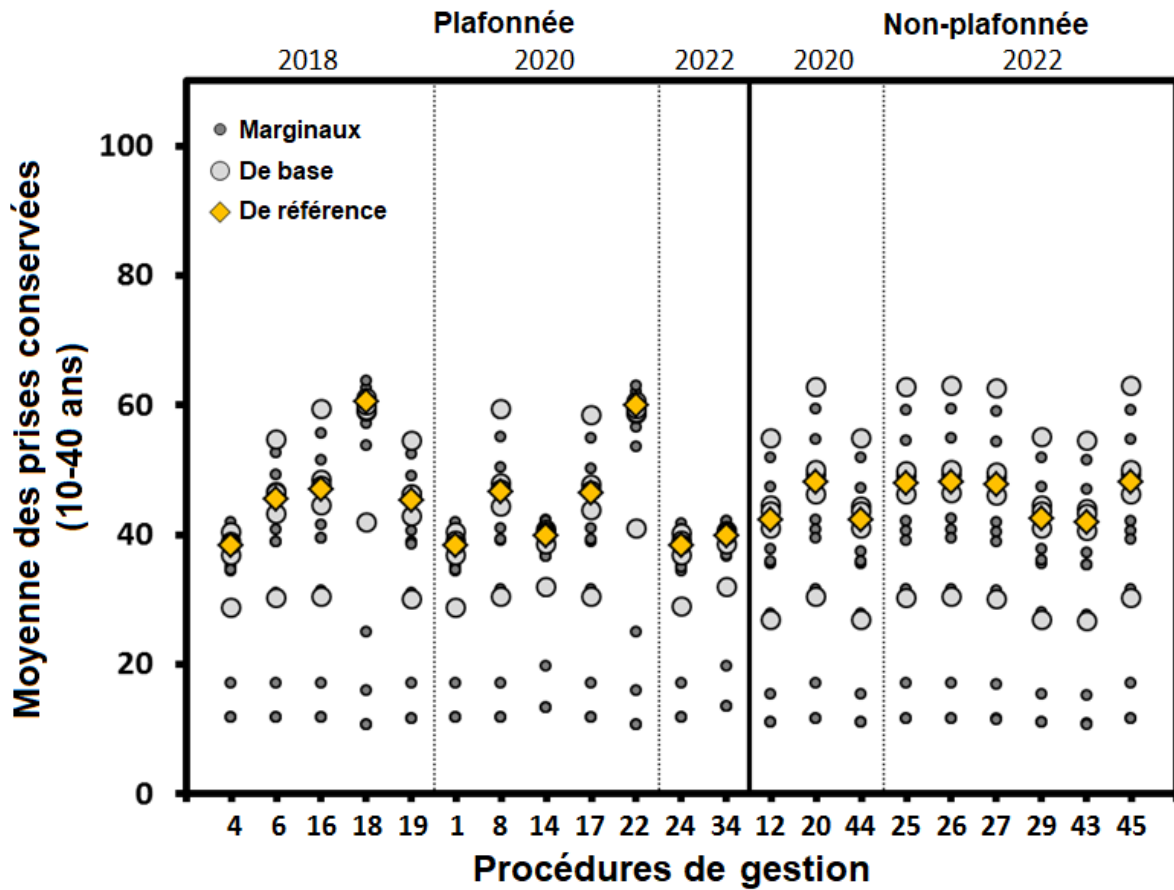


Figure 26. Moyenne annuelle des prises conservées sur 10 à 40 ans. Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux.

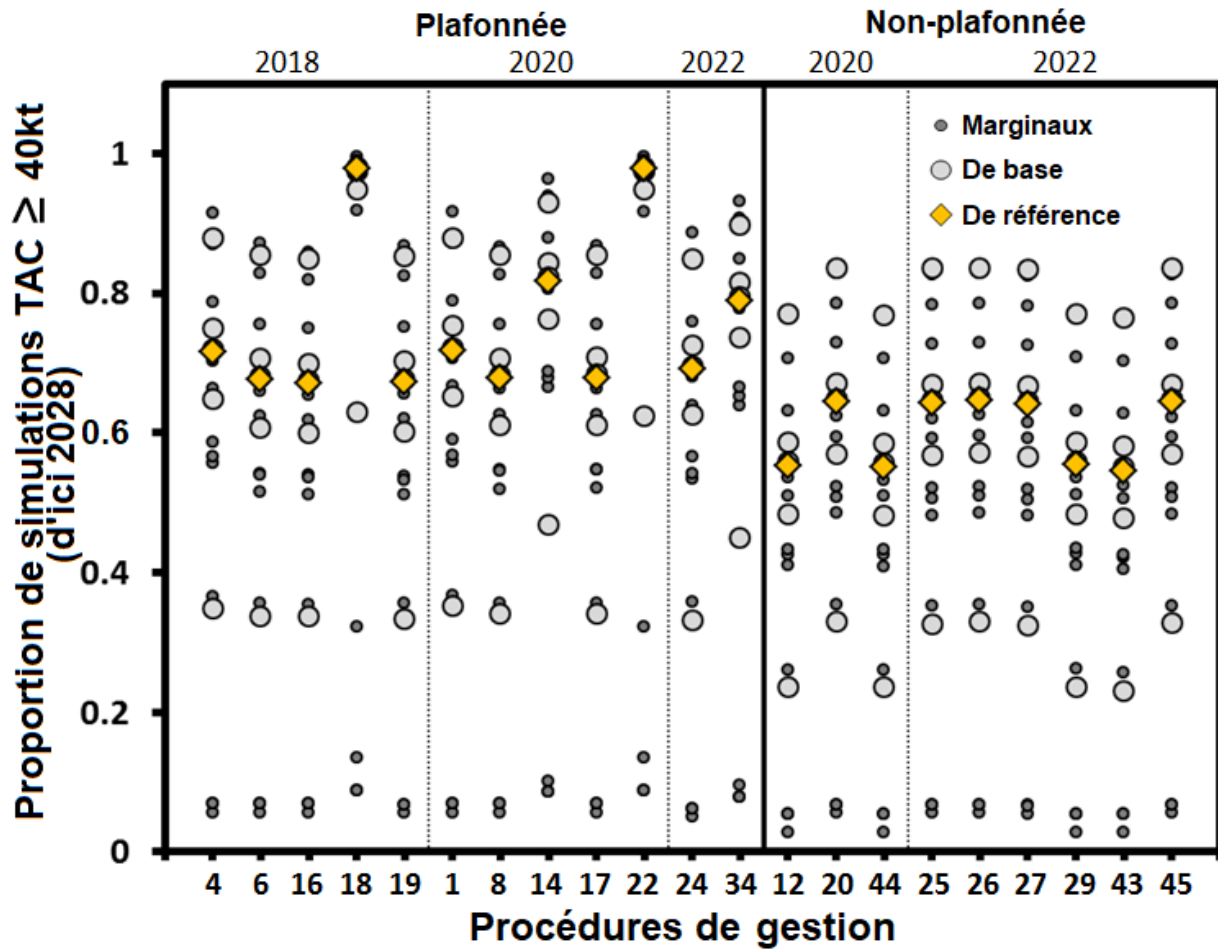


Figure 27. Proportion des simulations où les limites de prises sont supérieures ou égales à 40 kt d'ici 2028. Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux.

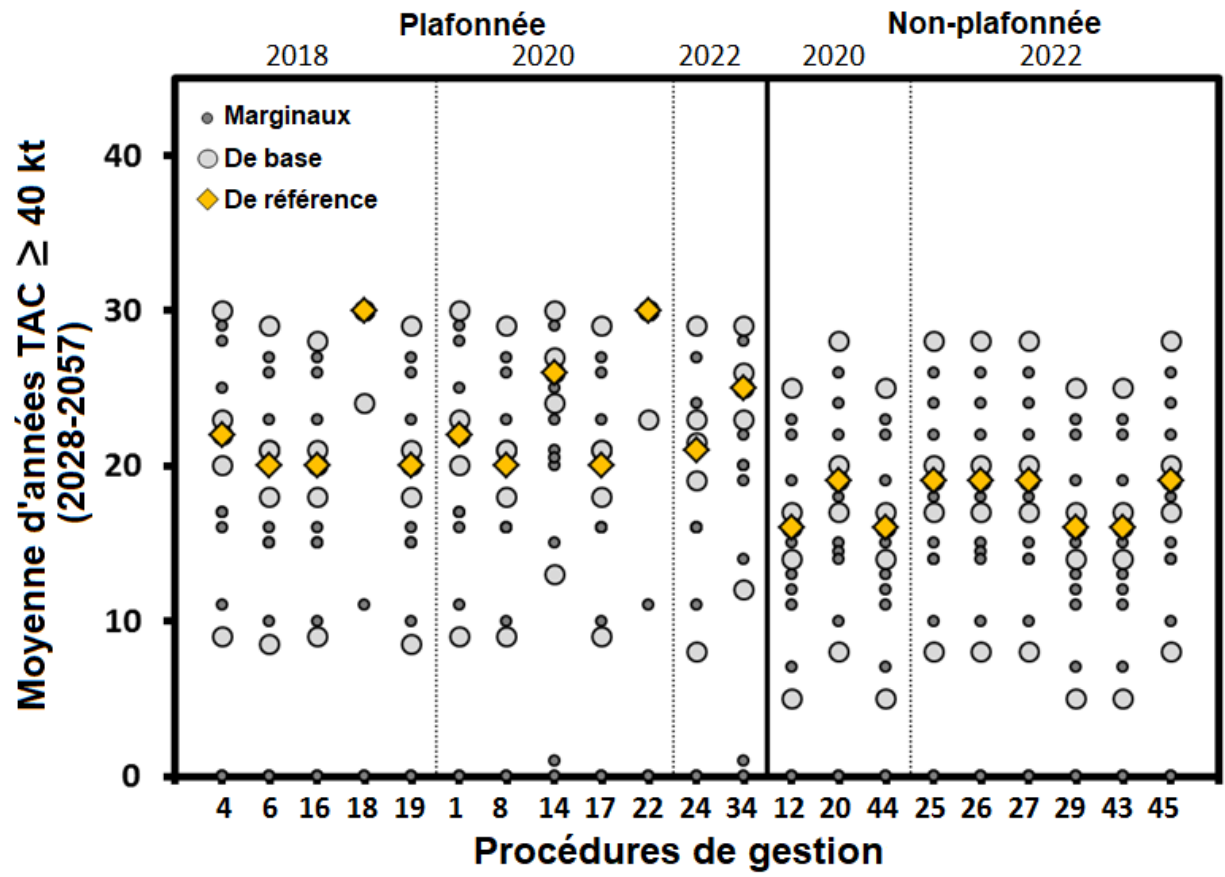


Figure 28. Nombre moyen d'années où la limite de prises est égale ou supérieure à 40 kt entre 2028 et 2057. Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux.

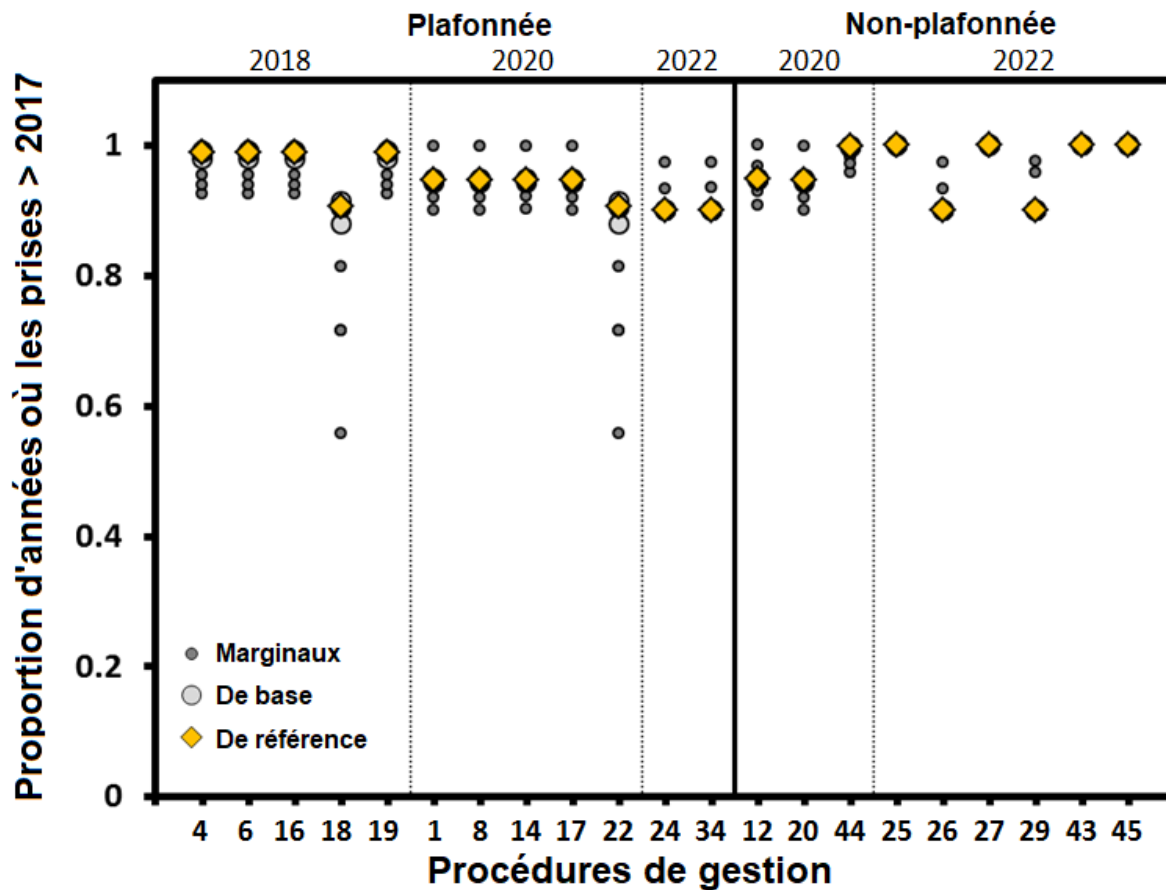


Figure 29. Proportion des années où les débarquements dépassent ceux de 2017. Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux.



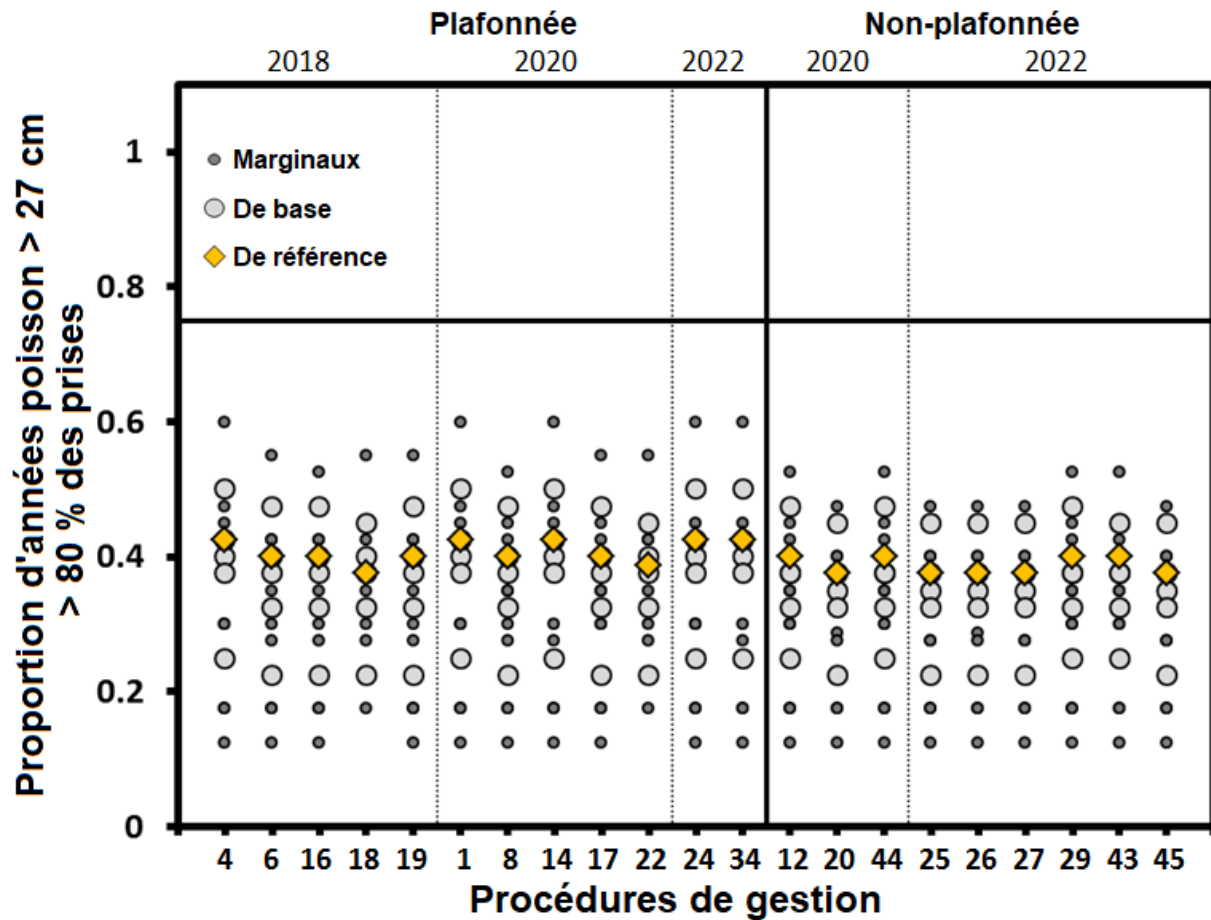


Figure 30. Proportion des années de prises de poissons de grande taille (> 27 cm) sur 5 ans (a) et sur 40 ans (b). Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux.

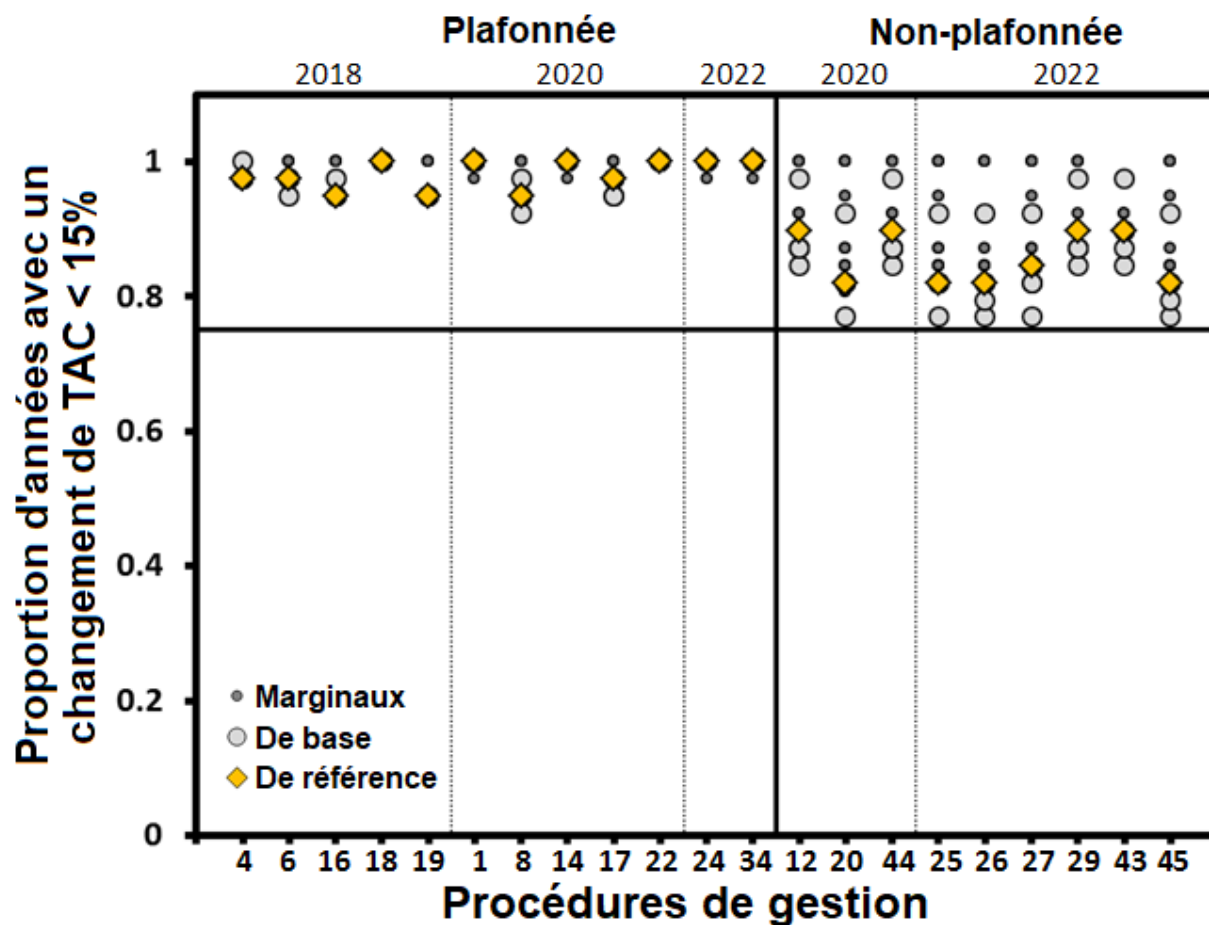


Figure 31. Proportion d'années où la variation des prises est inférieure à 15 %. Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux.

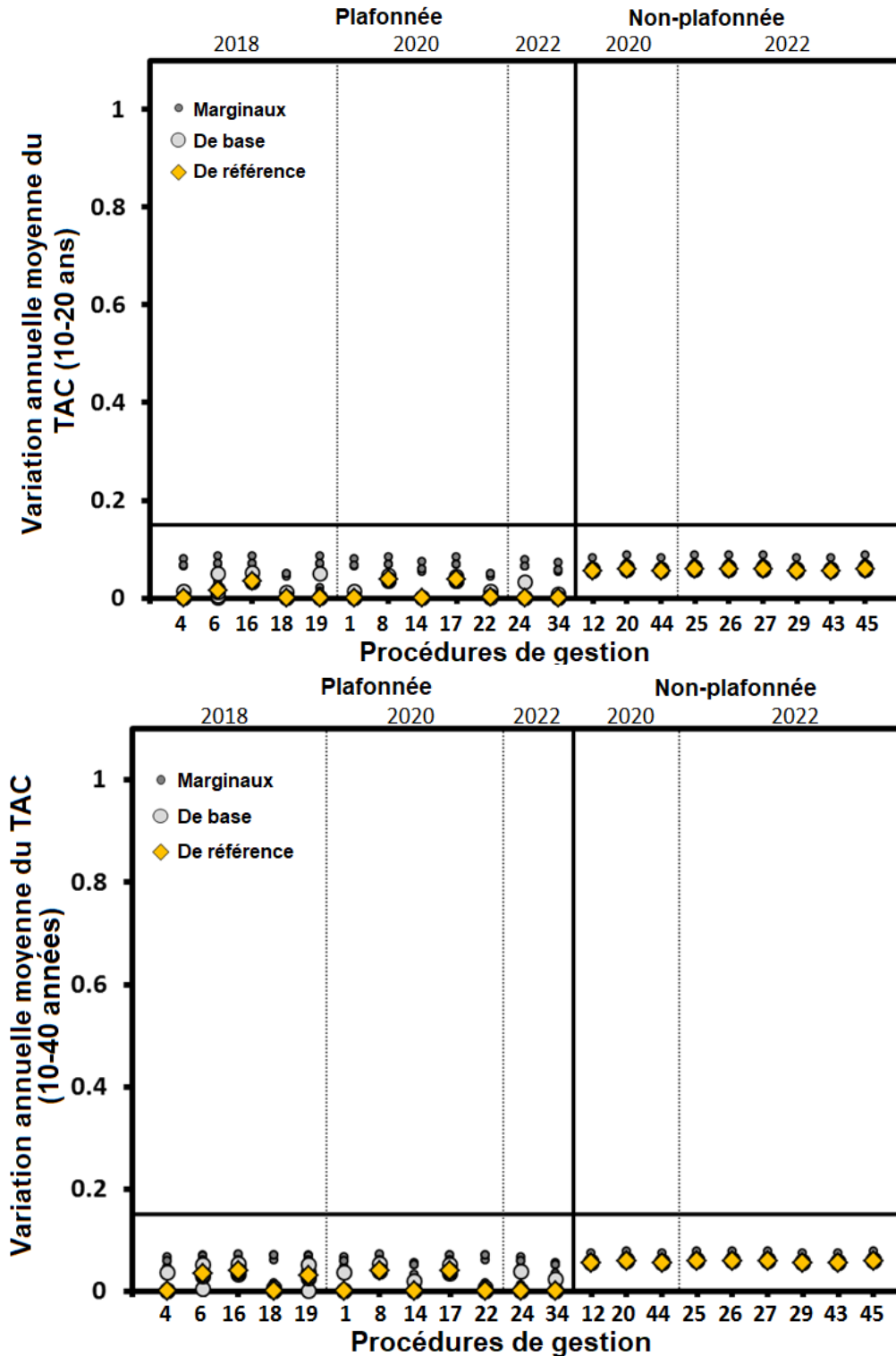


Figure 32. Variation annuelle moyenne des prises sur 10 à 20 ans (panneau supérieur) et sur 10 à 40 ans (panneau inférieur). Les losanges jaunes indiquent les résultats du modèle opérationnel de référence. Les cercles blancs indiquent les résultats des modèles opérationnels de base autres que le modèle de référence. Les petits points gris indiquent les résultats des modèles opérationnels marginaux.

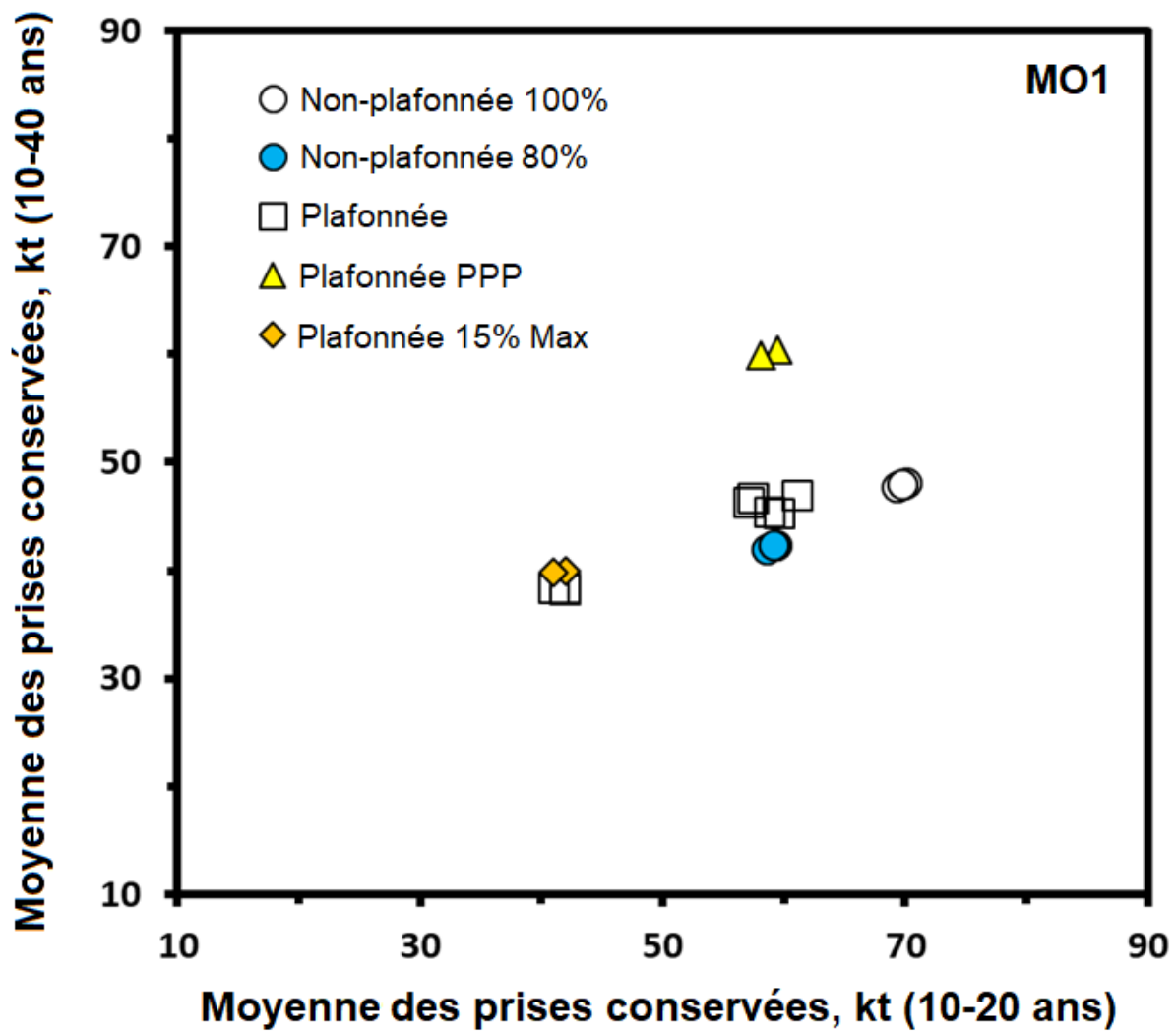


Figure 33. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 40 ans et les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans selon le modèle opérationnel de référence.

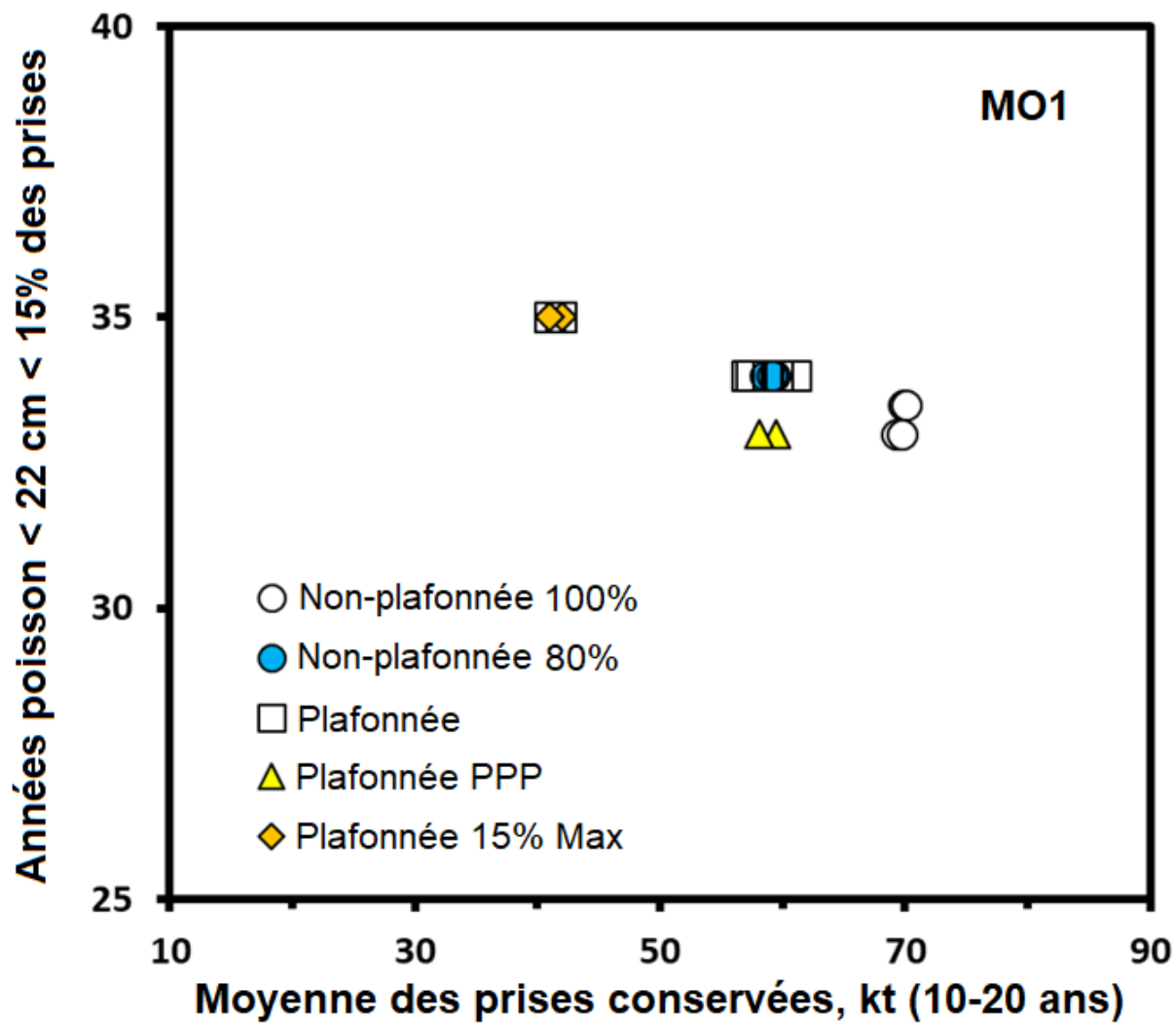


Figure 34. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans et les années où les poissons de < 22 cm composaient moins de 15% des prises selon le modèle opérationnel de référence.

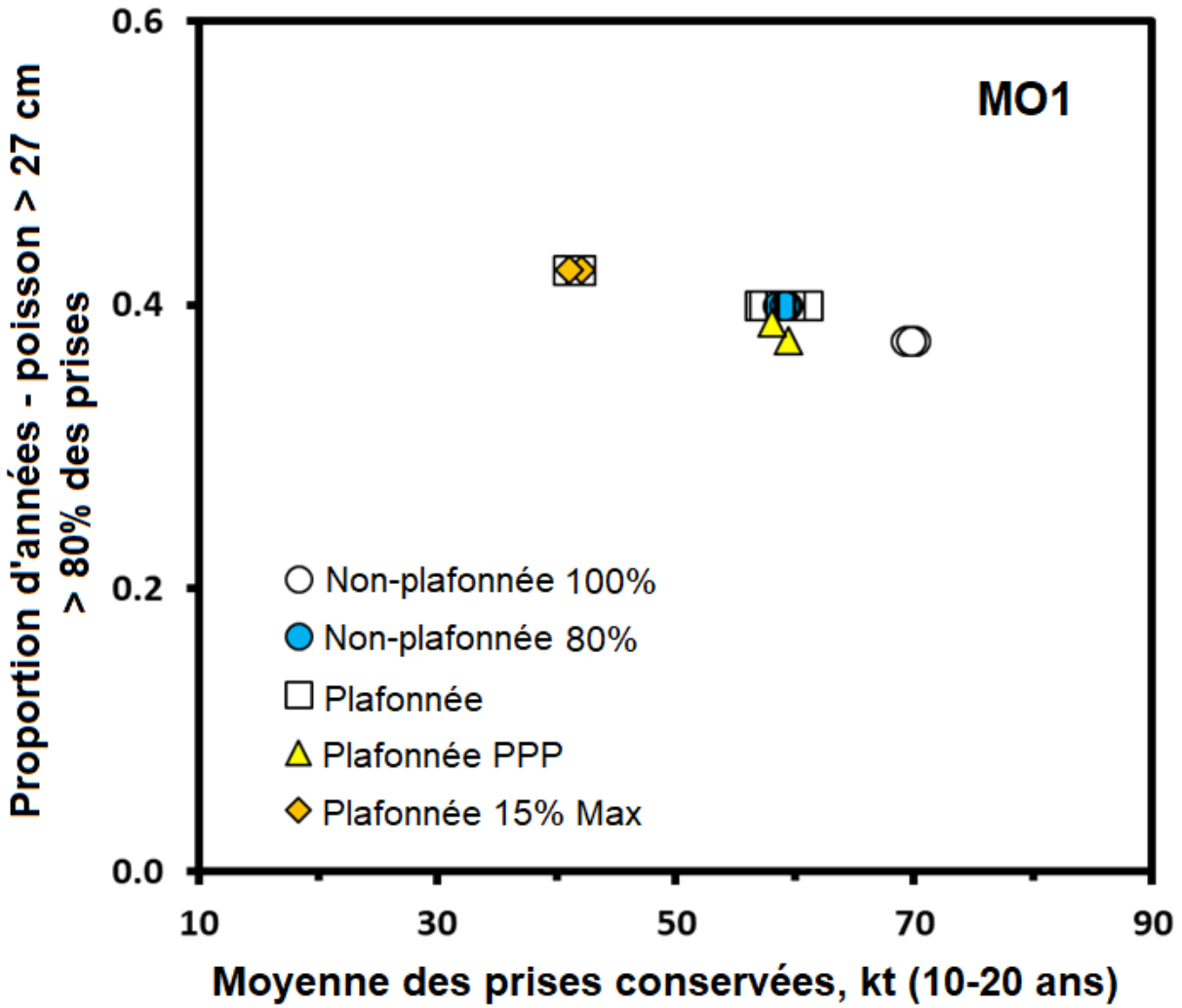


Figure 35. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans et les années où les poissons de > 27 cm composaient plus de 80 % des prises selon le modèle opérationnel de référence.

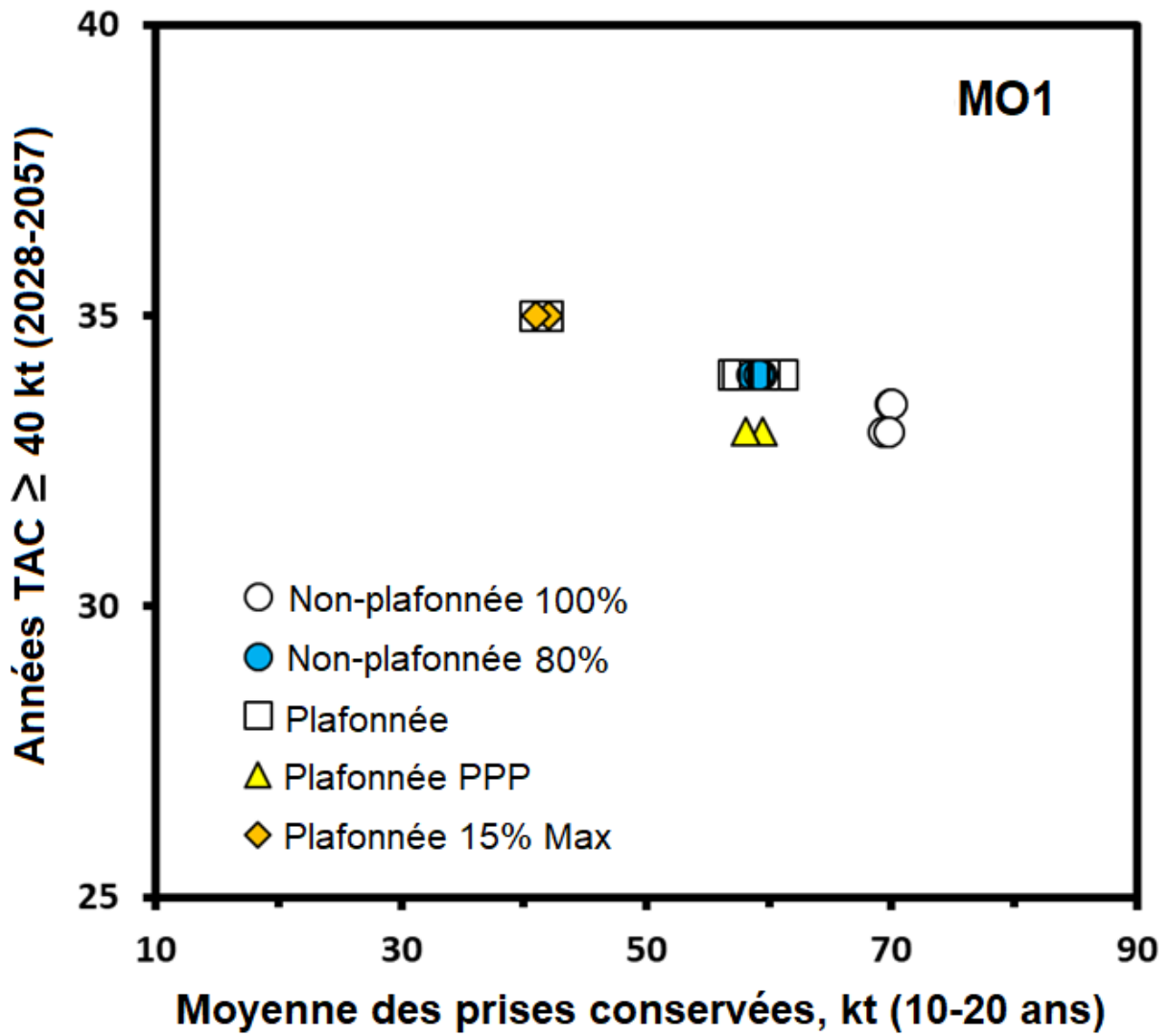


Figure 36. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans et les années où le TAC était égal ou supérieur à 40 kt selon le modèle opérationnel de référence.

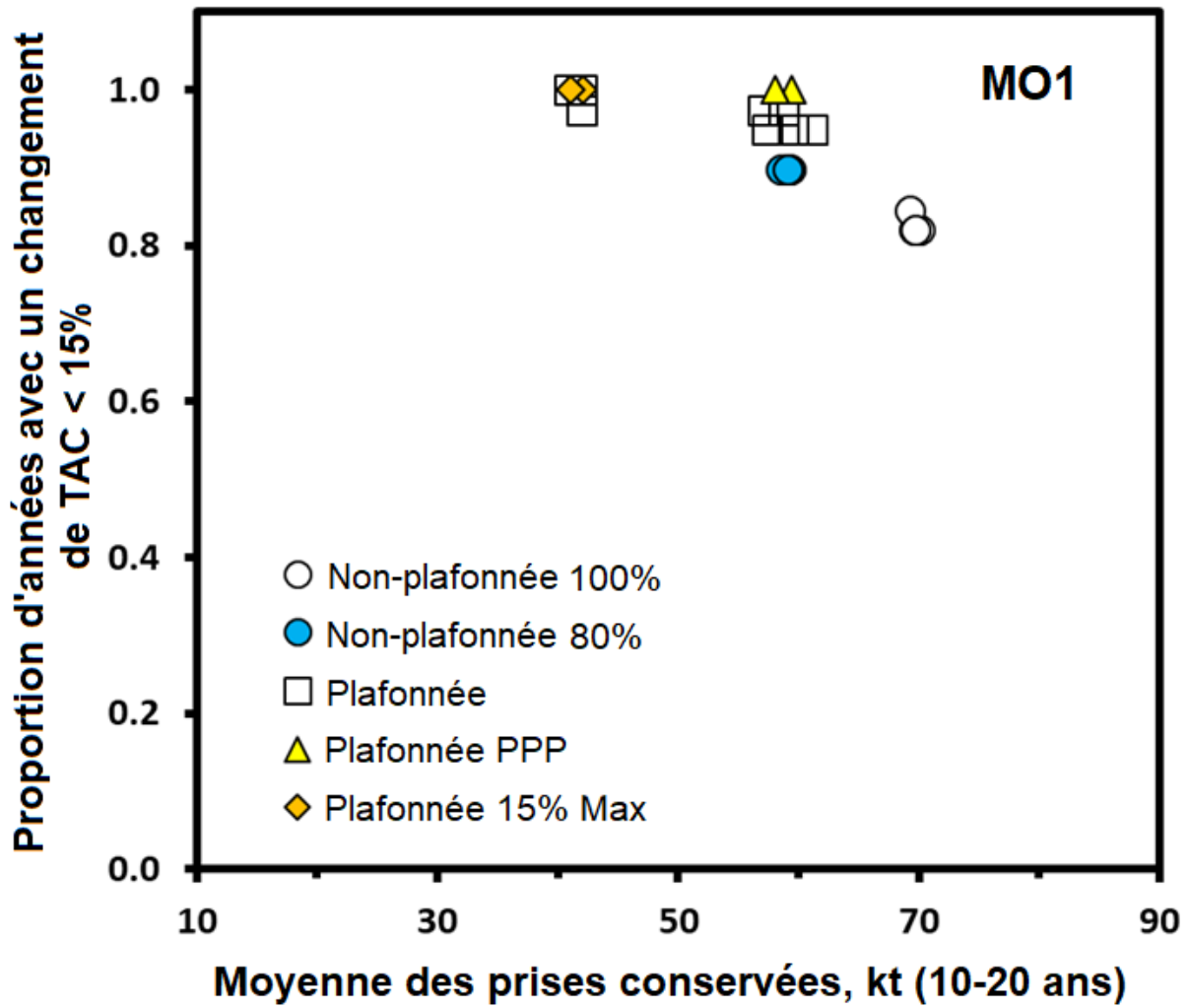


Figure 37. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans et la proportion d'années où le changement de la limite de prises était inférieur à 15 % selon le modèle opérationnel de référence.



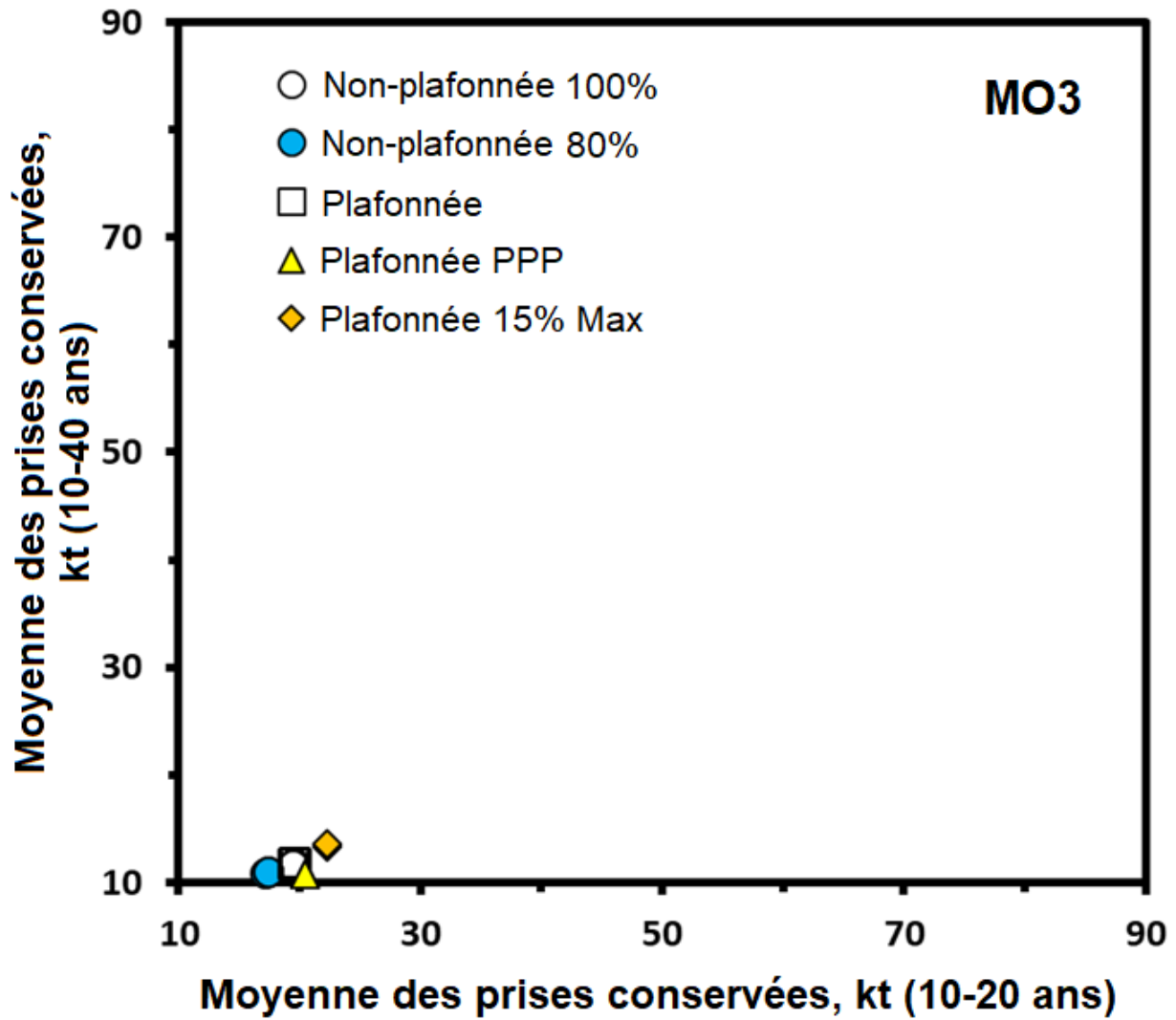


Figure 38. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 40 ans et les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans selon le modèle opérationnel marginal où la mortalité naturelle est doublée au cours des 20 prochaines années (MO 3).

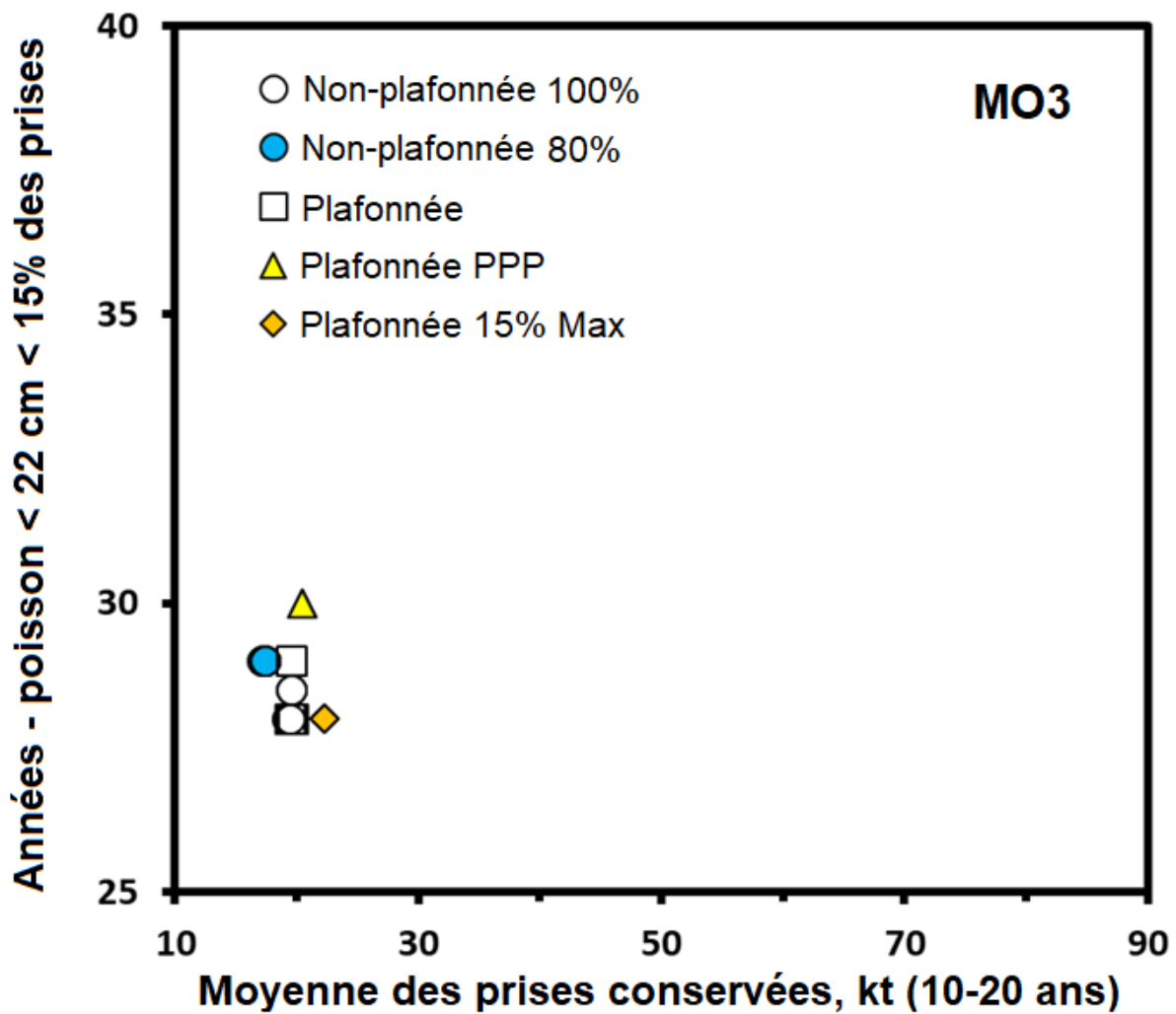


Figure 39. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans et le nombre d'années où les poissons < 22 cm composent moins de 15 % des prises selon le modèle opérationnel marginal où la mortalité naturelle est doublée au cours des 20 prochaines années (MO 3).

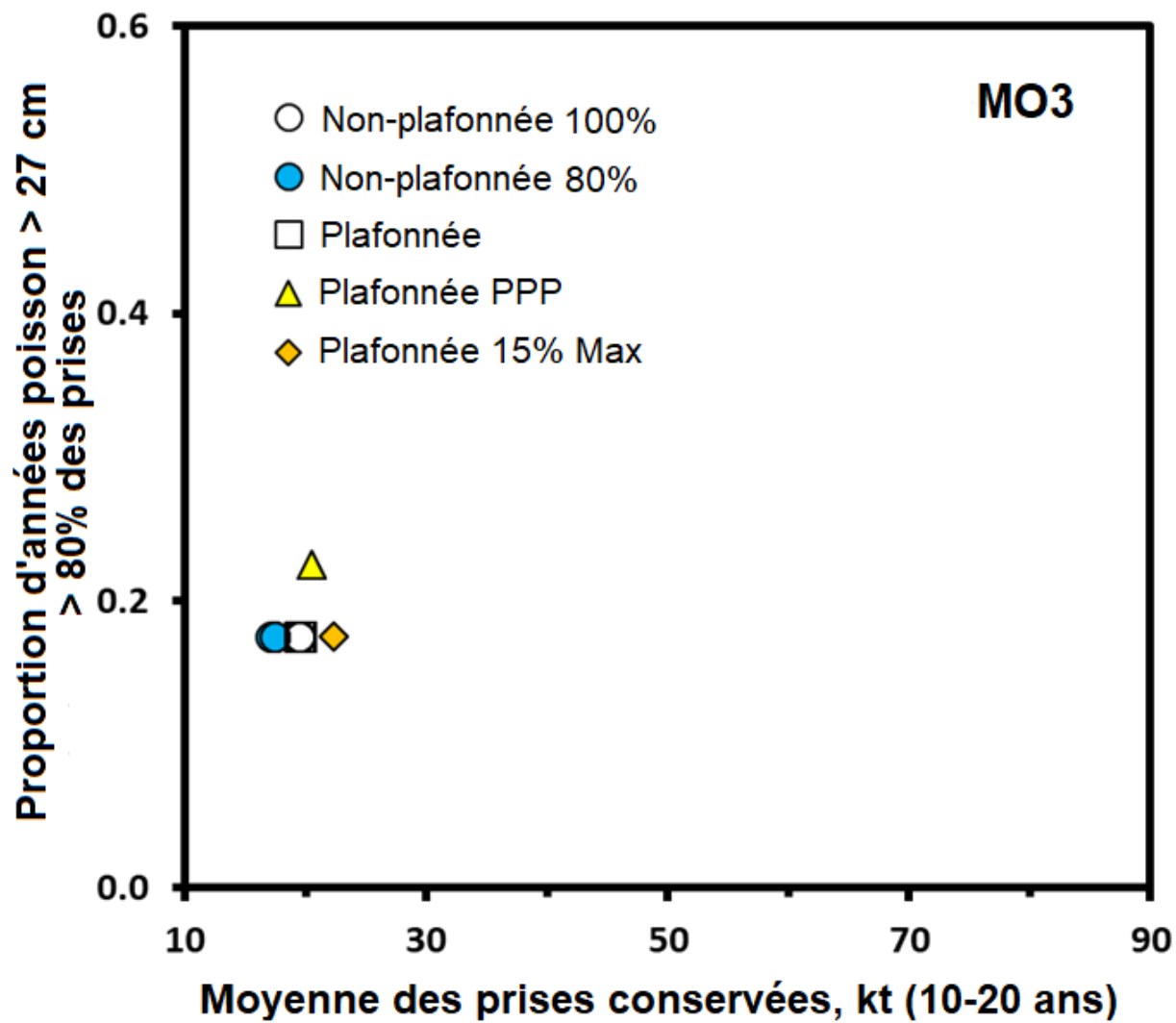


Figure 40. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans et la proportion d'années où les poissons > 27 cm composent au moins 80 % des prises selon le modèle opérationnel marginal où la mortalité naturelle est doublée au cours des 20 prochaines années (MO 3).

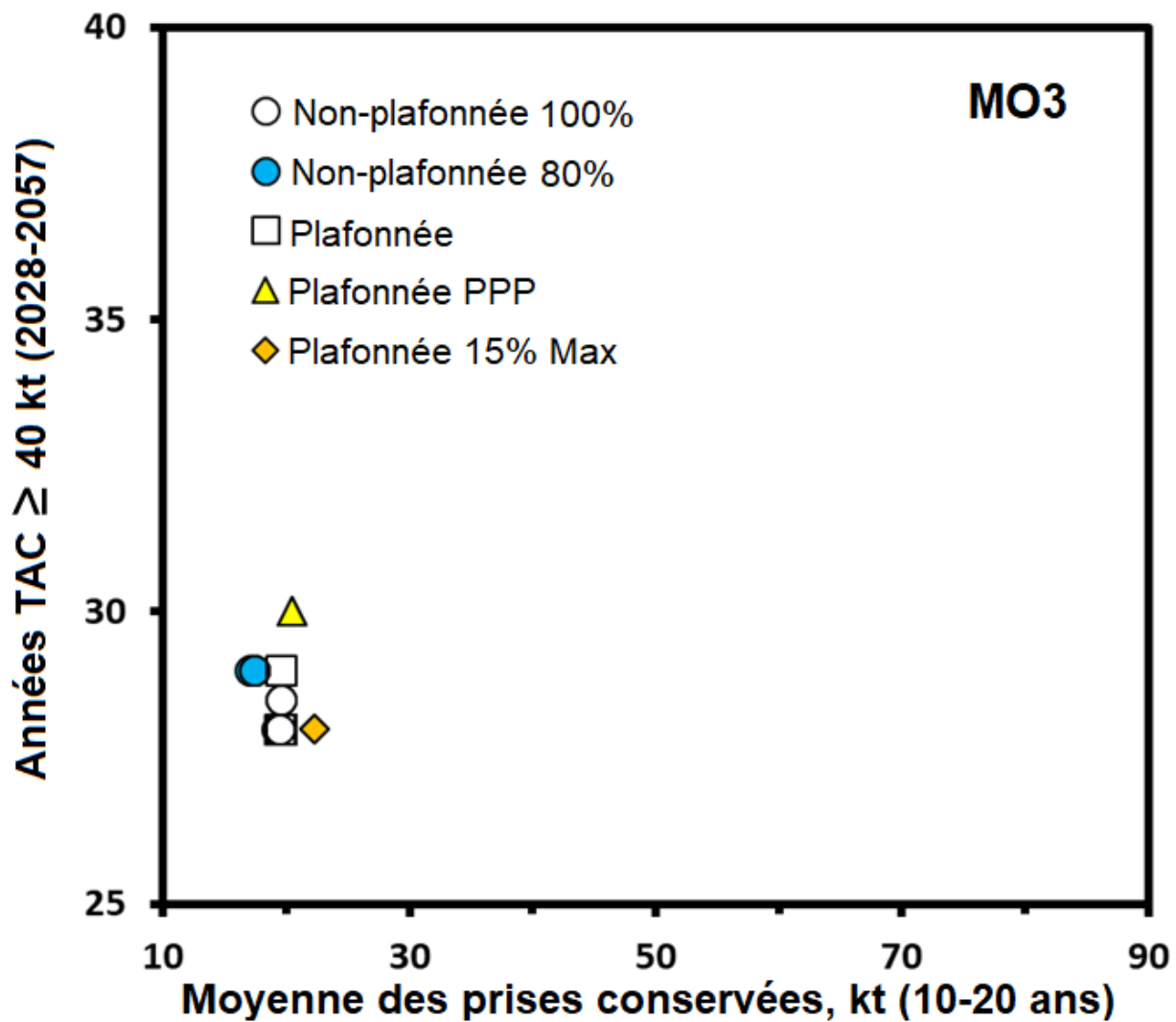


Figure 41. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans et le nombre d'années où le nombre d'années où le TAC est supérieur ou égal à 40 kt selon le modèle opérationnel marginal où la mortalité naturelle est doublée au cours des 20 prochaines années (MO 3).

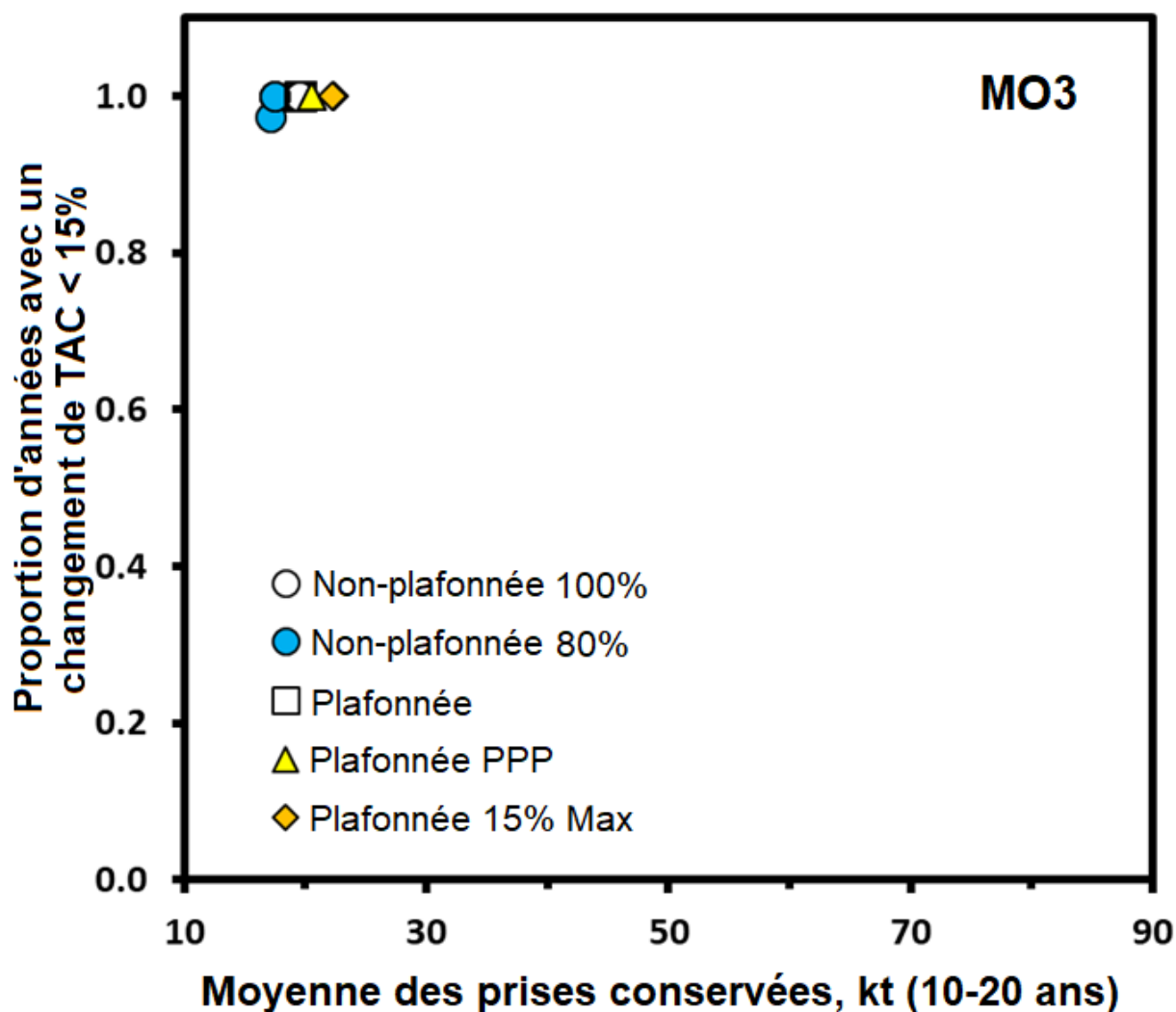


Figure 42. Tracé du compromis entre les prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans et la proportion d'années où le changement du TAC est inférieur à 15 % selon le modèle opérationnel marginal où la mortalité naturelle est doublée au cours des 20 prochaines années (MO 3).

## DISCUSSION

Les évaluations des stocks de sébaste des unités 1 et 2 pour la période de 2011 à 2016 avaient été minées par des problèmes de données et n'étaient pas parvenues à ajuster adéquatement les modèles aux données, et ce, pour un certain nombre de raisons (MPO 2016a), y compris le grand nombre possible de prises rejetées n'ayant pas été déclarées avant 1995; la contamination des données sur la biomasse et sur la composition en longueur d'après le relevé au chalut de l'unité 1 en raison de la présence de population du stock des Grands Bancs qui utilise l'unité 1 comme aire d'alevinage, puis la quitte avant d'arriver à maturité pour être recrutée dans le stock des Grands Bancs; et les changements relatifs aux types de chalut utilisés lors des différentes périodes de la pêche aux sébastes. En partie en raison de ces problèmes, plusieurs étaient insatisfaits de la méthode d'évaluation du stock qui était utilisée, ce qui a ouvert la voie à l'examen et à l'adoption d'une méthode d'ESG pour la pêche aux sébastes des unités 1 et 2. Cette ESG a été amorcée en janvier 2017 avec la mise en œuvre de

---

quelques travaux initiaux de modélisation, puis a été lancée de façon officielle en mars 2017, donnant lieu à une série de réunions du groupe de travail réunissant les gestionnaires des pêches, les intervenants et les scientifiques du domaine halieutique. Le présent rapport documente l'élaboration et l'application de modèles à l'appui de la méthode d'ESG pour la pêche aux sébastes des unités 1 et 2, et fournit les résultats qui en ont découlé.

Comparativement aux évaluations précédentes du stock (p. ex. Duplisea *et al.* 2016), les 18 différents modèles opérationnels formulés aux fins de la présente ESG des sébastes des unités 1 et 2 étaient beaucoup mieux ajustés aux données sur l'indice de biomasse d'après les relevés au chalut des unités 1 et 2 et aux données sur la composition en longueur d'après le relevé au chalut de l'unité 1; toutefois, les ajustements étaient encore loin d'être parfaits. En effet, les modèles étaient moins bien ajustés aux données sur la composition en longueur d'après le relevé et la pêche de l'unité 2 pour *S. mentella* que pour *S. fasciatus*. Les ajustements aux données sur la composition en longueur, tout particulièrement pour la pêche commerciale, étaient considérablement meilleurs seulement lorsque l'on appliquait, pour les paramètres, des valeurs estimées qui pouvaient être considérées comme irréalistes, par exemple une valeur extrêmement basse (c.-à-d.  $< 0,25$ ) du paramètre d'inclinaison de pente de la relation stock-recrutement.

Les estimations des constantes de proportionnalité pour la valeur de  $q$  d'après le relevé sont demeurées élevées pour l'unité 2 selon tous les modèles opérationnels élaborés et appliqués dans le cadre de la présente ESG. Malgré de nombreuses tentatives pour cerner des hypothèses plausibles de ce qui causait des estimations élevées de la valeur de  $q$  d'après le relevé, et les tentatives d'élaboration de modèles pouvant représenter ces hypothèses, nous n'avons pas été en mesure, dans les délais prescrits, de formuler un modèle opérationnel pouvant correspondre de façon satisfaisante aux données tout en évitant l'obtention de telles estimations élevées pour l'unité 2. Toutefois, aux fins de l'évaluation des stocks, certaines modélisations exploratoires sous forme de feuille de calcul pouvaient obtenir des ajustements relativement bons aux données des indices de biomasse d'après les relevés au chalut, en plus de fournir des estimations de  $q$  inférieures à 1 pour les relevés au chalut des unités 1 et 2. Par exemple, des prises extrêmement élevées (irréalistes) où les prises tuées étaient 16 fois supérieures aux prises déclarées à la fin des années 1980 et au début des années 1990 pourraient amener les estimations de la constante de proportionnalité pour l'unité 2 ( $q_2$ ) à des valeurs inférieures à 1.

Les tracés considérant la structure spatiale des taux de capture d'après les relevés au chalut de fond des unités 1 et 2 (annexe G) suggéraient toutefois la possibilité d'une contraction de l'aire de répartition dans l'unité 2 lorsque le stock atteignait de faibles niveaux d'abondance. Certains essais des méthodes de modélisation de l'évaluation des stocks qui tenaient compte de la contraction de l'aire de répartition arrivaient également à donner des estimations de  $q_2$  inférieures à 1, en plus de générer d'assez bons ajustements aux indices d'abondance d'après les relevés au chalut (annexe G). Par conséquent, on recommande que suffisamment de temps soit alloué à la prochaine ronde de modélisation dans le cadre de l'ESG des sébastes des unités 1 et 2 pour élaborer de tels modèles opérationnels qui représentent la contraction des aires de répartition des deux stocks et tiennent compte de l'incidence de cette contraction sur les indices de biomasse des stocks selon les relevés au chalut dans les unités 1 et 2.

Les procédures de gestion non plafonnées 20, 25, 26, 27 et 45 ne satisfaisaient pas à l'un des paramètres de rendement relatifs à la conservation du stock sous le modèle opérationnel 10 (qui prévoit que *S. fasciatus* compose une fraction inférieure des prises historiques), et ces mêmes procédures de gestion, ainsi que les procédures 14 et 19 ont aussi échoué sous le modèle opérationnel 14a (ratio plus faible de biomasse des prises tuées par rapport à celles conservées). Les modèles opérationnels 10 et 14a, qui suggèrent des prises plus faibles,

---

surtout pour *S. fasciatus*, prédisent aussi une plus faible abondance absolue pour *S. fasciatus*, principalement au cours des dernières années. Par conséquent, ces procédures de gestion non plafonnées, qui tendent à prescrire des prises plus élevées que les autres procédures, se traduisent par des taux de capture plus élevés et ne satisfont pas au paramètre de rendement  $U_{PME}$  sous ces deux modèles opérationnels.

Les procédures de gestion plafonnées et non plafonnées affichaient des différences considérables quant à la moyenne des prises conservées et la variation interannuelle moyenne des prises. En effet, alors que les procédures de gestion non plafonnées permettaient d'obtenir des prises moyennes plus élevées, les procédures de gestion plafonnées permettaient d'obtenir une variation interannuelle plus faible.

Il y avait un compromis entre les prises conservées par rapport à la variabilité des prises et les objectifs de conservation du stock selon les procédures de gestion non plafonnées. Les procédures de gestion non plafonnées pouvaient permettre de plus grands nombres de prises, mais pouvaient aussi donner lieu à une grande variabilité des limites de prises. Ces compromis étaient moins marqués sous les procédures de gestion plafonnées et celles prévoyant une pente ascendante.

Les scores des procédures de gestion aux différents paramètres de rendement étaient sensibles à ce qui suit :

- les spécifications relatives au plafond maximal;
- n'étant toutefois pas sensible à l'année de mise en œuvre de la RCP;
- les spécifications du modèle opérationnel (p. ex. aucun fort recrutement sur 40 ans; ratio de prises tuées plus faible pour *S. fasciatus*; différentes valeurs de  $M$ ; inclinaison de la pente);
- les procédures de gestion plafonnées prévoyant un changement maximal permis de 15 % ont obtenu de meilleurs résultats sous le modèle opérationnel 1, et leurs pires résultats sous le modèle opérationnel 3;
- les procédures de gestion plafonnées qui prévoient le déclenchement du protocole de petits poissons et celles qui prévoient des pentes plus faibles permettaient d'obtenir des prises de plus grande taille et de meilleurs résultats en matière de conservation du stock sous les modèles opérationnels 3, 5 et 14a.

Tous les modèles opérationnels prédisaient des fractions élevées de petits poissons dans les prises jusqu'en 2020.

- Le protocole de petits poissons était toujours déclenché en 2018-2019;
- 20 % des prises mesuraient moins de 25 cm en 2018-2021.

## CONCLUSIONS

Les procédures de gestion plafonnées et non plafonnées n'ont affiché aucune différence substantielle à l'égard de plusieurs des paramètres de rendement. Ce résultat est, en partie, attribué à l'effet des fortes cohortes de 2011-2013 qui sont actuellement recrutées dans la pêche aux sébastes et à l'application d'une règle de contrôle des prises (RCP) générique unique précisant les limites de prises en fonction des valeurs de la biomasse d'après le relevé au chalut de l'unité 1. La présence ou l'absence de plafonds maximums ou d'un ajustement des limites de prise de la RCP par 0,8 avait une incidence beaucoup plus importante que l'année de mise en œuvre de la RCP sur le rendement des procédures de gestion proposées. Les différences de rendement des procédures de gestion étaient liées : aux compromis entre les

---

prises moyennes conservées sur 10 à 20 ans dans l'avenir et la durée des TAC élevés ( $\geq 40$  kt); à la stabilité des TAC (probabilité que le changement annuel des TAC soit inférieur à 15 %); au nombre d'années où le protocole de petits poissons pouvait ne pas être déclenché (poissons  $< 22$  cm composant moins de 15 % des prises) et au nombre d'années où les prises comportaient un pourcentage élevé de gros poissons (poissons  $> 27$  cm composant plus de 80 % des prises). La force de ces compromis dépend du modèle opérationnel examiné.

Bien que toutes les procédures de gestion mises à l'essai permettaient d'atteindre l'objectif de conservation visant à ce que la biomasse du stock reproducteur (BRS) chez les deux espèces atteigne la zone saine et s'y maintienne, certaines des procédures de gestion non plafonnées (par exemple la procédure de gestion 45) n'ont pas réussi à maintenir les taux d'exploitation sous  $U_{PME}$  pour *S. fasciatus* avec une probabilité de 50 % pour le modèle opérationnel de base 10a.

L'abondance des petits poissons des cohortes de 2011-2013 produit, sous l'ensemble des procédures de gestion proposées, des prévisions selon lesquelles les prises nécessiteront le déclenchement du protocole de petits poissons en 2018 et 2019, le pourcentage de petits poissons ( $< 22$  cm) parmi les prises demeurant élevé jusqu'en 2020. Même si les prises de la pêche comprenaient une proportion de petits poissons supérieure à celle permise selon le protocole de petits poissons, les modèles prédisaient que l'atteinte d'autres objectifs de conservation n'en serait pas compromise.

## **PÉRIODE DE MISE EN ŒUVRE RECOMMANDÉE**

Une fois qu'une procédure de gestion est choisie, il est nécessaire de s'y conformer afin d'établir les limites de prises pour un nombre fixe d'années, soit généralement pas plus de cinq années. À la fin de la phase initiale de mise en œuvre, une analyse rétrospective doit normalement être effectuée afin d'évaluer le rendement réel de la procédure de gestion adoptée, et un nouveau processus d'évaluation des stratégies de gestion doit cibler toute mise à jour relative aux procédures de gestion, aux modèles opérationnels, aux procédés de simulation, aux objectifs, aux paramètres de rendement et aux circonstances exceptionnelles.

Une période de mise en œuvre de cinq ans est recommandée. Cette durée permettra d'équilibrer la période requise pour appliquer progressivement les nouvelles valeurs de  $M$  et la période de temps nécessaire à la collecte de données suffisantes, d'après les relevés et la pêche commerciale, pour évaluer le rendement de la procédure de gestion. Ainsi, si l'une des procédures de gestion de l'ESG actuelle devait être mise en œuvre en 2019, un deuxième processus d'ESG serait lancé en 2022, pouvant alors donner lieu à une version révisée de la procédure de gestion, ou à une nouvelle procédure de gestion qui sera mise en œuvre à compter de 2023.

## **EXIGENCES EN MATIÈRE D'INFORMATION À L'APPUI DU PROCESSUS**

La mise en œuvre d'une procédure de gestion issue de la méthode d'ESG nécessite la mise à jour annuelle des renseignements clés afin d'orienter la RCP et de déterminer s'il y a nécessité d'invoquer le protocole en cas de circonstances exceptionnelles. Les renseignements nécessaires sont les suivants :

1. L'indice de biomasse pour *S. mentella* ( $> 30$  cm) et *S. fasciatus* ( $> 29$  cm) d'après le relevé annuel au chalut de fond de l'unité 1.
2. Les données sur la composition selon la longueur des prises d'après les relevés et la pêche des unités 1 et 2, et sur la biomasse à maturité des deux espèces de sébaste selon les relevés des unités 1 et 2.



---

Les deux composantes de données susmentionnées devraient être recueillies et analysées de façon appropriée afin de pouvoir calculer, pour chaque année, une limite de prises combinée, et pour déterminer si le protocole en cas de circonstances exceptionnelles devrait être invoqué.

## **PROTOCOLE EN CAS DE CIRCONSTANCES EXCEPTIONNELLES**

Le processus d'ESG définit généralement les circonstances exceptionnelles pouvant nécessiter de prendre la décision de mettre fin à une procédure de gestion avant la période de mise en œuvre prédéterminée. Ces circonstances constituent des événements où les valeurs en viennent à se situer suffisamment en dehors de la fourchette utilisée lors des essais par simulation pour réduire la confiance envers le rendement de la procédure de gestion. Voici des exemples de telles circonstances :

### **1. Ratio de l'indice du relevé**

- À compter de 2019, lorsque le ratio de l'indice d'abondance d'après le relevé ( $J_y$ ) pour *S. mentella* ou *S. fasciatus* tombe en dessous de 0,35 (soit la valeur historique la plus basse), ou se situe à l'extérieur de l'intervalle de confiance de 90 % relatif à la valeur prévue de ce ratio pour les modèles opérationnels de base.

### **2. Donnée sur la biomasse d'après les relevés**

- Lorsque les indices de la biomasse à maturité d'après les relevés des unités 1 ou 2 pour *S. mentella* ou *S. fasciatus* sont inférieurs à leurs valeurs historiques les plus faibles (unité 1 : 1984-2017; unité 2 : 2000-2016) lors de deux relevés annuels consécutifs.
- Lorsque le relevé de l'unité 1, qui fournit le ratio de l'indice du relevé ( $J_y$ ) pour la RCP, n'a pas été effectué ou a été sensiblement réduit ou modifié pendant deux années consécutives. Bien que les données du relevé de l'unité 2 soient également utilisées pour évaluer la biomasse à maturité (ci-dessus) et la composition selon la longueur (ci-dessous), elles ne sont pas utilisées dans l'application annuelle de la RCP et les cas où les relevés de l'unité 2 ne sont pas réalisés comme prévu ne constituent donc pas une circonstance exceptionnelle.

### **3. Composition en longueur**

- Lorsqu'il y a un changement important et imprévu dans la structure (tronquée ou étalée) de la composition en longueur des prises de la pêche ou du relevé pour *S. mentella* ou *S. fasciatus* dans l'unité 1 ou 2. Ce changement pourrait résulter d'une variation importante et imprévue de la sélectivité des engins utilisés par les relevés ou pour la pêche, d'effets dépendants de la densité, d'événements d'émigration, ou encore de la présence d'une cohorte forte auparavant inconnue. Il est à noter que la présente ESG a déjà mis à l'essai la robustesse des procédures de gestion proposées à l'égard de scénarios reflétant de possibles changements de la sélectivité des engins de pêche (modèle opérationnel 22) et des effets dépendants de la densité (modèles opérationnels 3 et 4). Ce qui constitue un changement significatif doit être défini durant la première année de mise en œuvre de l'ESG.

### **4. Suppositions des modèles opérationnels**

- Lorsqu'il y a un changement important dans la compréhension des suppositions relatives au cycle biologique ou aux paramètres du stock dans les principaux modèles opérationnels de

---

l'ESG ayant une incidence sur le rendement des procédures gestion. Ce serait notamment le cas si :

- la valeur d'un paramètre, p. ex. pour le taux de mortalité naturelle ou de croissance, se révèle considérablement différente que la fourchette des valeurs mises à l'essai sous les divers modèles opérationnels ou les épreuves de sensibilité;
- un modèle marginal devient plus plausible que les modèles de base, alors que la procédure de gestion n'avait pas obtenu un rendement acceptable sous ce modèle;
- aucun modèle opérationnel n'a été élaboré pour tenir compte adéquatement de changements biologiques précis ayant été observés (p. ex. des différences spatio-temporelles importantes dans l'aire de répartition du stock).

## EXAMEN ANNUEL ET PRODUCTION DE RAPPORTS

Les renseignements sur la RCP et le protocole en cas de circonstances exceptionnelles qui sont exigés annuellement aux fins de la mise en œuvre de la procédure de gestion découlant de la présente ESG devront être examinés par les pairs afin d'en assurer l'exactitude, et seront publiés pour garantir l'intégrité scientifique et la transparence du processus. Les Réponses des Sciences du Secrétariat canadien de consultation scientifique, ou un processus équivalent, sont recommandés comme moyen d'effectuer une révision et de produire des rapports annuels

## RECOMMANDATIONS DE RECHERCHE

La mise en œuvre d'une collecte de données représentatives de la composition taxonomique des prises échantillonnées de la pêche est une priorité élevée. Les données sur la composition taxonomique des prises de la pêche amélioreront la précision des futurs processus d'ESG (c.-à-d. leur capacité de simuler correctement la dynamique du stock et de la pêche) et contribueraient à améliorer la gestion durable de *S. fasciatus*, en plus de possiblement permettre une augmentation globale des prises de sébaste s'il devient possible d'estimer avec une grande précision la composition taxonomique des prises et si la pêche commerciale est en mesure de cibler *S. mentella* de façon fiable.

La présente ESG a relevé un certain nombre d'incertitudes concernant des paramètres importants du cycle biologique, lesquelles ont été représentées au moyen de modèles marginaux. La poursuite de recherches en vue de réduire ces incertitudes améliorerait la précision du processus d'ESG. Il s'agirait notamment d'obtenir des données sur le taux de mortalité naturelle ( $M$ ) et le taux de croissance de *S. mentella* et de *S. fasciatus*. En outre, l'équation utilisée dans le cadre de l'ESG pour modéliser le recrutement est une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt. Compte tenu de la forte évidence de cannibalisme chez le sébaste, un modèle de stock-recrutement de Ricker pourrait toutefois être envisagé lors de l'examen quinquennal de l'ESG actuelle.

Des analyses préliminaires menées à l'extérieur du processus d'ESG ayant porté sur les données des relevés de 2000 à 2017 suggèrent la possibilité que les densités dans l'unité 2 puissent demeurer élevées, même à des niveaux de stock plus bas, et que lorsque l'abondance augmente, les densités augmentent rapidement dans l'unité 1. Ce phénomène, nommé « hyperexpansion », correspond à une augmentation disproportionnée de l'indice du relevé de l'unité 1 à mesure que l'abondance augmente, ce qui risque de donner lieu à une RCP établissant des taux de capture trop élevés sur le plan biologique. À l'inverse, des baisses d'abondance entraîneraient une diminution disproportionnée de l'indice de l'unité 1 (« hyperépuiement »), ce qui donnerait lieu à une RCP fixant des niveaux de prises entraînant un manque à gagner. Une telle hypothèse n'a pas été simulée dans le cadre de la présente ESG. Il est fortement recommandé que des recherches plus approfondies sur la répartition

---

spatiale et la dynamique des sébastes soient effectuées avant la phase d'évaluation de la présente ESG. À l'appui de cette recherche, et en prévision d'un éventuel processus révisé de l'ESG après la période de mise en œuvre de cinq ans, le relevé effectué tous les deux ans dans l'unité 2 devrait se poursuivre et, idéalement, être effectué annuellement.

Compte tenu de l'importance des modèles opérationnels 10 et 11, qui traitent des incertitudes quant à la séparation par espèce des prises historiques, il serait utile d'envisager des recherches plus poussées sur la faisabilité de méthodes de rechange permettant de séparer les prises commerciales par espèce.

## REMERCIEMENTS

Les coauteurs souhaitent exprimer leur grande reconnaissance et de sincères remerciements aux nombreuses personnes qui ont contribué à l'élaboration de la présente ESG. Nous remercions notamment Carl Walters pour ses conseils sur la formulation des modèles de dynamique des populations qui sont au cœur des modèles opérationnels utilisés. Nous remercions aussi Sean Cox pour ses nombreux commentaires constructifs sur la formulation des modèles opérationnels, sur l'élaboration des fonctions de vraisemblance et sur la façon dont les modèles opérationnels devaient être ajustés aux données. Nous remercions Kris Vascotto et Bruce Chapman, ainsi que les autres membres du GEAC pour leurs nombreux apports et leurs commentaires constructifs relatifs à l'élaboration de l'ESG. Nous remercions également Jean Lanteigne, Erin Carruthers et David Decker pour leurs apports, y compris tous les renseignements et la rétroaction qu'ils ont fournis dans le cadre de l'élaboration de l'ESG. Nous remercions Sandra Courchesne pour ses nombreux apports et ses conseils sur la formulation des objectifs et des paramètres de rendement, des différents modèles opérationnels, des procédures de gestion proposées et relativement à l'interprétation des résultats de modélisation. Nous remercions Mairin Deith, Rachel Chudnow et Aaron Greenberg pour leur aide dans l'élaboration de certains des principaux intrants et éléments de codage des modèles de l'ESG. Nous remercions Colin Millar pour son examen approfondi de la présente ESG. Nous remercions aussi Benoit Hugues, Hugo Bourdages et Mathieu Desgagnés pour leurs commentaires sur la méthodologie, les hypothèses de modélisation et d'autres aspects de l'ESG tout au long du processus d'ESG. Nous remercions enfin Mathieu Desgagnés pour ses critiques constructives de la version antérieure du présent document.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Bourdages, H., L. Savard, D. Archambault et S. Valois. 2007. Résultats des expériences de pêche comparative d'août 2004 et 2005 dans le nord du golfe du Saint-Laurent, entre le NGCC Alfred Needler et le NGCC Teleost. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2750 : ix + 57 p.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Légaré, B., Nozères, C. et Parent, E. 2017. [Résultats préliminaires du relevé multidisciplinaire de poissons de fond et de crevette d'août 2016 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2017/002. v + 88 p.
- Brassard, C., Bourdages, H., Duplisea, D., Gauthier, J., et Valentin, A. 2017. [L'état des stocks de sébaste \(\*Sebastes fasciatus\* et \*S. mentella\*\) de l'unité 1 \(golfe du Saint-Laurent\) en 2015](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2017/023. ix + 54 p.
- Cadigan, N. G., et Power, D. 2010. [Vessel calibration results for redfish \(\*Sebastes\* sp.\) from comparative fishing between the Teleost research vessel and the Cape Beaver fishing vessel](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/062.

- 
- CAFSAC. 1984. Advice on the management of groundfish stocks in 1984. CAFSAC Advisory Document 83/19.
- Campana, S.E., Zwanenburg, K.C.T. et Smith, J.N. 1990.  $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$  determination of longevity in redfish. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 47(1):163-165.
- Campana, S.E., Valentin, A.E., MacLellan, S.E. et Groot, J.B., 2015. Image-enhanced burnt otoliths, bomb radiocarbon and the growth dynamics of redfish (*Sebastes mentella* and *S. fasciatus*) off the eastern coast of Canada. *Mar. Freshw. Res.*, 67(7), pp.925-936.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Complexe sébaste atlantique/sébaste d'Acadie *Sebastes mentella* et *Sebastes fasciatus* au Canada. Ottawa. x + 84 pp.
- Cox, S.P., et Kronlund, A.R. 2016. Model-based management procedures for the sablefish fishery in British Columbia, Canada. pp 86-104. In: Management Science in Fisheries: An introduction to simulation-based methods. Edwards, C.T.T. and Dankel, D.J. (eds.). Routledge: New York. 460 pp.
- Deith MC, Skerritt DJ, Licandeo R, Duplisea DE, Senay C, Varkey DA, McAllister MK. 2021. Lessons learned for collaborative approaches to management when faced with diverse stakeholder groups in a rebuilding fishery. *Mar. Policy* 130:104555.
- Duplisea, D.E. 2016. [Context and interpretation of reported redfish catch in Units 1 and 2 in the 1980s and 1990s based on interviews with industry participants](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/103. v + 11 p.
- Duplisea, D.E., 2018. Fishermen's Historical Knowledge Leads to a Re-Evaluation of Redfish Catch. *Mar. Coastal Fish.* 10(1), pp.3-11.
- Duplisea, D.E., Bourdages, H., Brassard, C., Gauthier, J., Lambert, Y., Nitschke, P., et Valentin, A. 2016. [Fitting a statistical catch at length model \(NFT-SCALE\) to Unit 1 + 2 redfish \(\*Sebastes mentella\* and \*Sebastes fasciatus\*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/095. v + 32 p.
- Edwards, C.T.T. 2016. Feedback control and adaptive management strategies. In: Management Science in Fisheries: An introduction to simulation-based methods. Edwards, C.T.T. and Dankel, D.J. (eds.). Routledge: New York. 460 pp.
- Forrest, R. E., McAllister, M.K., Dorn, M., Martell, S., 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: 1611-1634.
- Frisk, M.G., Miller, T.J. et Fogarty, M.J. 2001. Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: a comparative life history study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58(5), pp.969-981.
- Gascon, D. (éd.). 2003. Programme de recherche multidisciplinaire sur le sébaste (1995- 1998): Rapport final. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2462 : xiv + 148 p.
- Gouvernement du Canada. 1985. [Règlement de pêche de l'Atlantique de 1985 \(DORS/86-21\)](#). À jour au 20 novembre 2017.
- Guthery, F.S., Brennan, L.A., Peterson, M.J., et Lusk, J.J. 2005. Information theory in wildlife science: critique and viewpoint. *J. Wildl. Manage.* 69(2): 457-465.
- Hamon, P-Y. 1972. Redfish, *Sebastes marinus* sp. Fishing sites, biology, exploitation. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.* 36(3), 1972, p. 337-352.
-

- 
- Hicks, A. C., Cox, S. P., Taylor, N., Taylor, I. G., Grandin, C., et Ianelli, J. N. 2016. Conservation and yield performance of harvest control rules for the transboundary Pacific hake fishery in US and Canadian waters. *Management Science in Fisheries: An Introduction to Simulation-based Methods*, page 69.
- Jones, M.L., Catalano, M.J., Peterson, L.K., et Berger, A.M. 2016. Stakeholder-centered development of a harvest control rule for Lake Erie walleye. pp 163-183. In: *Management Science in Fisheries: An introduction to simulation-based methods*. Edwards, C.T.T. and Dankel, D.J. (eds.). Routledge: New York. 460 pp.
- Kenchington, T.J. 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries*, 15(4), pp.533-562.
- Kulka, D.W., et Atkinson, D.B. 2016. [Redfish Catch Results from the Summer 2009, 2011 and 2014 Surveys in Unit 2](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/019. v + 32 p.
- Legendre P., et Legendre L.F. 2012. Numerical ecology, vol 20. Developments in environmental modelling. Elsevier, Amsterdam.
- Licandeo, R., Duplisea, D. E., Senay, C., Marentette, J. R. et McAllister, M.K. 2020. Management strategies for spasmodic stocks: a Canadian Atlantic redfish fishery case study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77(4): 684-702. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2019-0210>.
- Lorenzen, K. 1996. The relationship between body weight and natural mortality in fish: a comparison of natural ecosystems and aquaculture. *J. Fish Biol.* 49: 627–647.
- Lorenzen, K., 2000. Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2374-2381.
- McAllister, M.K., Stanley, R., et Starr, P. 2010. Using experiments and expert judgment to model trawl survey catchability for Pacific rockfishes: application to B.C. bocaccio (*Sebastes paucispinis*). *U.S. Fishery Bulletin* 108: 282-304.
- McAllister, M. et Duplisea, D.E. 2011. [Production model fitting and projection for Atlantic redfish \(\*Sebastes fasciatus\* and \*Sebastes mentella\*\) to assess recovery potential and allowable harm](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/057 vi + 75 p.
- McAllister, M. and Duplisea, D.E. 2012. [Production model fitting and projection for Acadian redfish \(\*Sebastes fasciatus\*\) in Units 1 and 2](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/103 iii + 34 p.
- McAllister, M. et Duplisea, D.E. 2016. [An updated production model fitting for redfish \(\*Sebastes fasciatus\* and \*Sebastes mentella\*\) in Units 1 and 2](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/084. iv + 6 p.
- McAllister, M.K. et Ianelli, J. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling/ importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 284-300.
- Millar, R.B., et Methot, R.D. 2002. Age-structured meta-analysis of U.S. West Coast rockfish (*Scorpaenidae*) populations and hierarchical modeling of trawl survey catchabilities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 383-392.
- Miller, T.J., Mayo, R.K., Traver, M., et Col, L. 2008. N. Gulf of Maine/Georges Bank Acadian redfish. Woods Hole, NOAA. GARM III.
- Miller, T.J. et Hyun, S-Y. 2017. Evaluating evidence for alternative natural mortality and process error assumptions using a state-space, age-structured assessment model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0035>
-

- 
- MPO. 1997. [État des stocks de sébaste dans l'Atlantique du nord-ouest: sébaste dans les unités 1, 2 et 3 dans la division 3O](#). Rapport sur l'état des stocks A1-01.
- MPO. 1999. [État des stocks de sébaste dans l'Atlantique du nord-ouest: sébaste dans les unités 1, 2 et 3 dans la division 3O](#). Rapport sur l'état des stocks A1-01.
- MPO. 2010. [Évaluation des stocks de sébastes \(\*Sebastes fasciatus\* et \*S. mentella\*\) des unités 1 et 2 en 2009](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2010/037.
- MPO. 2012. [Points de référence pour le sébaste \(\*Sebastes mentella\* et \*Sebastes fasciatus\*\) dans l'Atlantique Nord-Ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2012/004. (Erratum : juin 2013)
- MPO. 2016a. [Évaluation des stocks de sébastes \(\*Sebastes fasciatus\* et \*S. mentella\*\) des unités 1 et 2 en 2015](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2016/047.
- MPO. 2016b. [Plan intégré de gestion des pêches - Poisson de fond de la sous-division 3Ps de l'OPANO - Mise à jour 2016](#). Dernière mise à jour 2016-06-14.
- MPO. 2017. [Mise à jour des principaux indicateurs de l'état des stocks de sébastes des unités 1 et 2 en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2017/023.
- MPO. 2018. [Évaluation des stocks de sébaste \(\*Sebastes mentella\* et \*S. fasciatus\*\) des unités 1 et 2 en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis Sci. 2018/032.
- Ni, I-H., et Templeman, W. 1985. Reproductive cycles of redfishes (*Sebastes*) in Southern Newfoundland waters. J. Northw. Atl. Fish. Sci., 6: 5763.
- Pardo, S.A., Cooper, A.B., et Dulvy, N.K. 2012. [Critical review and analysis of existing risk-based techniques for determining sustainable mortality levels of bycatch species](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/014. iv + 30 p.
- Planque, B., Johannesen, E., Drevetnyak, K.V. et Nedreaas, K.H. 2012. Historical variations in the year-class strength of beaked redfish (*Sebastes mentella*) in the Barents Sea. ICES J. Mar. Sci., 69(4), pp.547-552.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., De Olivera, J.A.A. et Haddon, M. 2014. Management strategy evaluation: best practices. Fish and Fisheries 17: 303-334.
- Rademeyer, R.A., et Butterworth, D.S. 2011. [Technical details underlying the management strategy evaluation process leading to selection of a management procedure for Western Component \(4Xopqrs5\) Pollock](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/090.
- Rademeyer, R.A., Plaganyi, E.E., et Butterworth, D.S. 2007. Tips and tricks in designing management procedures. ICES J. Mar. Sci. 64: 618-625.
- Rademeyer, R.A. et Butterworth, D.S. 2015. Statistical catch-at-length assessment results for *Sebastes mentella* and *S. fasciatus* in Units 1 and 2. CSAM Working Paper 2015/13: 36pp.
- Saborido-Rey, F., Garabana, D. et Cervino, S. 2004. Age and growth of redfish (*Sebastes marinus*, *S. mentella*, and *S. fasciatus*) on the Flemish Cap (Northwest Atlantic). ICES J. Mar. Sci. 61: 231-242.
- Smith, S.J., Hunt, J.J., et Rivard, D. (eds). 1993. Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 120. Ottawa, National Research Council of Canada.
- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J., et Stevens, R.A. 1999. Implementing effective fisheries-management systems – management strategy evaluation and the Australian partnership approach. ICES J. Mar. Sci. 56: 967-979.
-

- 
- Szuwalski, C.S., et Punt, A.E. 2016. Fisheries management for regime-based recruitment: lessons from a management strategy evaluation for the fishery for snow crab in the eastern Bering Sea. pp 123-146. In: Management Science in Fisheries: An introduction to simulation-based methods. Edwards, C.T.T. and Dankel, D.J. (eds.). Routledge: New York. 460 pp.
- Valentin, A., Sévigny, J.-M., Power, D., Branton, R.M., et Morin, B. 2006. Extensive sampling and concomitant use of meristic characteristics and variation at the MDH-A\* locus reveal new information on redfish species distribution and spatial pattern of introgressive hybridization in the Northwest Atlantic. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 36: 1–16.
- Valentin, A.E., Penin, X., Chanut, J.-P., Power, D., et Sévigny, J.-M. 2014. Combining microsatellites and geometric morphometrics for the study of redfish (*Sebastes* spp.) population structure in the Northwest Atlantic. Fish. Res. 154: 102–119. doi.org/10.1016/j.fishres.2014.02.008.
- Valentin, A.E., Power, D., et Sévigny, J.-M. 2015. Understanding recruitment patterns of historically strong juvenile year-classes in redfish (*Sebastes* spp.): the importance of species identity, population structure, and juvenile migration. Can. J. Fish. Aquat. Sci 72(5): 774–784. doi.org/10.1139/cjfas-2014-0149.
- Walters, C. J. et Martell, S. J. D. 2004. Fisheries Ecology and Management. Princeton University Press. 399 pp.
- Yamanaka, L., McAllister, M.K., Etienne, M.P. Edwards, A., and Haigh, R. 2018. [Stock Assessment for the Outside Population of Yelloweye Rockfish \(\*Sebastes ruberrimus\*\) for British Columbia, Canada in 2015](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/001.

## ANNEXE A – APERÇU DE LA PÊCHE AUX SÉBASTES DANS LES UNITÉS 1 ET 2

### HISTORIQUE

Une pêche aux sébastes s'est développée dans le golfe du Saint-Laurent et le chenal Laurentien au cours des années 1950 (MPO 2016). Jusqu'en 1993, elle était gérée selon trois divisions de l'OPANO, soit les divisions 4RST, 3P et 4VWX. Toutefois, en 1993, cette pêche a été divisée selon les nouvelles unités de gestion 1, 2 et 3, qui étaient mieux adaptées aux connaissances alors actuelles de la structure de ces stocks de sébaste, où l'on considérait désormais qu'un seul et même stock occupait les unités 1 et 2 (Kulka et Atkinson, 2016; figure 1). Ainsi, comme pour plusieurs espèces de poissons de fond du Canada atlantique, les divisions de l'OPANO ont été remplacées par des unités numérotées afin d'assurer la gestion de la pêche.

L'unité 1 regroupe les divisions 4RST de l'OPANO, ainsi que les subdivisions 3Pn4Vn de janvier à mai. L'unité 2 regroupe les subdivisions 3Ps4Vs et 4Wfgj de l'OPANO, ainsi que les subdivisions 3Pn4Vn de juin à décembre.

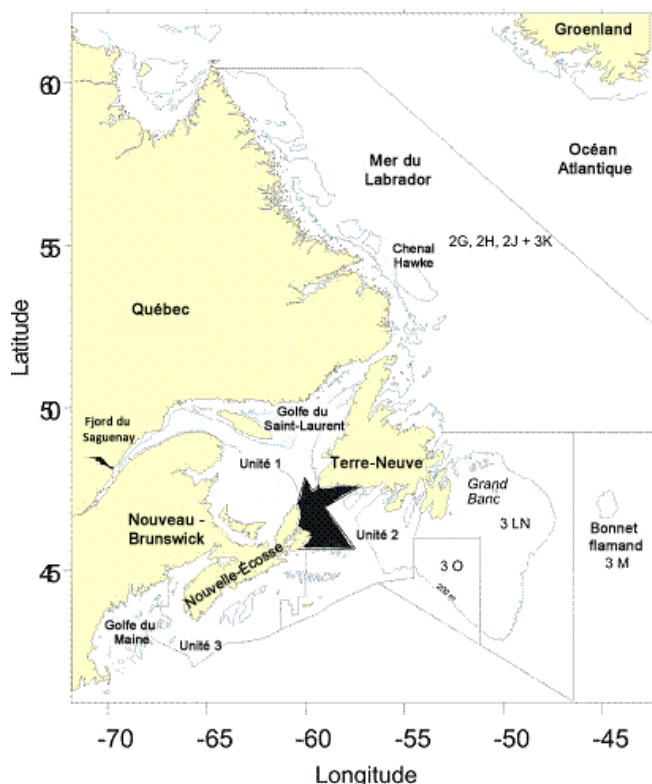


Figure A.1. Carte des zones de gestion des sébastes des unités 1 et 2 au Canada atlantique. La zone noire (3Pn4Vn) fait partie de l'unité 1 de janvier à mai et de l'unité 2 de juin à décembre. Image du COSEPAC (2010).

Même si les sébastes sont des poissons moins lucratifs que la morue, les concentrations de sébastes sont faciles à capturer au chalut, ce qui en fait une pêche rentable, malgré les bas prix (Duplisa 2016). La pêche aux sébastes a connu trois périodes de forte exploitation (1954-1956, 1965-1976 et 1987-1992), puis les débarquements ont chuté précipitamment en 1993-1994 (Brassard *et al.* 2017). Les débarquements et le total autorisé des captures (TAC) pour la pêche aux sébastes des unités 1 et 2 ont continué d'afficher de fortes baisses depuis 1993. Avec la création des unités de gestion, le TAC a été établi à 60 000 t pour l'unité 1 et à 28 000 t



---

pour l'unité 2. L'unité 1 fait l'objet d'un moratoire de la pêche commerciale depuis 1995, et une pêche indicatrice y est autorisée depuis 1998; cette dernière est actuellement assortie d'un TAC de 2 000 t. L'unité 2 continue de soutenir une pêche commerciale, le TAC étant établi à 8 500 t depuis 2010. Par ailleurs, cette pêche comporte un aspect international, car la France (qui possède les îles de l'archipel Saint-Pierre-et-Miquelon) compte pour 3,6 % du TAC actuel de l'unité 2, tandis que les pêches autochtones y sont minimales (MPO 2016b).

La pêche indicatrice de l'unité 1 est menée par une seule flottille à engins mobiles (< 19,81 m; MPO 2017). Dans l'unité 2, le Plan de gestion intégrée des pêches pour les poissons de fond des divisions 3Ps décrit, pour la pêche aux sébastes, les allocations du TAC entre plusieurs flottilles différentes : 77 % du TAC étant alloué aux navires de plus de 100 pi à engins fixes, 3,7 % aux navires de moins de 65 pi à engins fixes en zone côtière, 14,4 % aux navires de moins de 65 pi à engins mobiles en zone côtière, et moins de 1 % aux navires semi-hauturiers de 65 à 100 pi à engins mobiles.

Selon le *Règlement de pêche de l'Atlantique* (Gouvernement du Canada 1985), les poissons de fond (y compris les sébastes) peuvent être pêchés de façon récréative, sans permis, à la palangre ou à la ligne. Les sébastes peuvent faire l'objet d'une pêche commerciale au moyen de tous les types de chaluts autorisés, utilisant un cul de chalut et une rallonge en filet à mailles losanges de 90 mm, et un filet à mailles losanges d'au moins 130 mm pour le reste du chalut. Les pourcentages maximaux de prises accessoires de sébastes sont établis, par sortie de pêche, à 5 % pour la pêche de la morue, à 15 % pour la pêche du flétan du Groenland et à 5 % pour les pêches d'autres espèces de poissons de fond dans l'unité 1 (MPO 2017), et à 10 % pour la flottille de plus de 65 pi à engins mobiles dans l'unité 2 (MPO 2016a). En 1997, le protocole de petits poissons relatif aux sébastes a été élaboré sous sa forme actuelle, interdisant que les poissons de < 22 cm composent plus de 15 % des prises (MPO 1997). Dans l'unité 1, l'effort de pêche se déroule du 15 juin au 31 octobre, et fait l'objet d'une vérification à quai de 100 % des débarquements et d'une couverture des observateurs en mer de 25 % des prises, avec une réduction à 10 % pour les navires ayant adopté les systèmes de surveillance des navires (MPO 2017). Dans l'unité 2, la pêche se déroule du 1<sup>er</sup> juillet au 31 octobre (à engins fixes) ou du 1<sup>er</sup> juillet au 31 mars (à engins mobiles) et est assujettie à une surveillance à quai de 100 % des débarquements et à une couverture des observateurs en mer de 10 % des prises pour les engins fixes et de 5 à 20 % des prises pour les engins mobiles (MPO 2016a). Diverses périodes de fermeture et zones de fermeture sont en vigueur pour protéger les périodes de copulation, d'extrusion larvaire et de migration dans les subdivisions 3Pn4Vn, et pour protéger le frai du flétan du Groenland dans la division 4T ou de la morue dans les divisions 4RS (MPO 2016a).

## ENGINS DE PÊCHE

À l'heure actuelle, la pêche indicatrice pour les sébastes de l'unité 1 utilise des chaluts de fond à mailles de 90 mm, tandis que celle pour les sébastes de l'unité 2 utilise 20 filets maillants à mailles de 5 ½ et des chaluts de fond à panneaux à mailles de 90 mm (MPO 2016a). Les prises capturées à la senne écossaise représentaient une grande partie des débarquements dans l'unité 1 entre 2007 et 2014, et d'autres types d'engins (cage, senne danoise, palangre et lignes à main) contribuent à une portion faible ou négligeable des données sur les débarquements (Brassard *et al.* 2017).

Au cours de la période de fortes baisses de l'abondance des sébastes dans les années 1980 et au début des années 1990, les engins utilisés pour la pêche aux sébastes ont changé de façon considérable. Le chalut de fond traditionnel était le principal engin utilisé jusqu'au milieu des années 1980, mais un chalut pélagique à panneaux avec mailles losanges a commencé à être utilisé au début des années 1980. Ce type de chalut permettait de doubler les débarquements

---

et pouvait être utilisé jour et nuit, plutôt que seulement le jour (sachant que l'utilisation nocturne du chalut de fond capturerait trop de prises accessoires; Duplisea 2016). Toutefois, le chalut pélagique avait pour effet de cibler des sébastes juvéniles de plus petites tailles, ce qui a pu entraîner d'importants épisodes de rejet de ces poissons ou de leur transformation en farine de poisson, ce que n'auraient pas reflété les données des débarquements à cette époque (Duplisea 2016). Ce chalut pélagique a contribué à une grande partie ou même à la majorité des débarquements dans l'unité 1 entre 1987 et 1994 avant l'imposition du moratoire, et a joué un rôle similaire dans l'unité 2 entre 1989 et 2000 (Brassard *et al.* 2017).

Au milieu des années 1980, la pêche commerciale a délaissé le chalut de fond pour utiliser le chalut pélagique, ce qui a entraîné une hausse de la sélectivité visant les sébastes de plus petite taille (sachant que les juvéniles occupent la zone pélagique alors que les adultes se retrouvent en eaux plus profondes), mais a probablement réduit le nombre de prises accessoires, qui était considéré comme problématique dans la pêche au chalut de fond, tout particulièrement la nuit (Duplisea 2016). Les sébastes de petite taille ont une valeur commerciale limitée (c.-à-d. en tant que farine de poisson; Duplisea 2016), mais ils demeurent vulnérables aux engins de pêche avant d'atteindre la maturité sexuelle à une taille d'environ 20 à 25 cm. Pour répondre aux préoccupations en matière de conservation, un protocole de petits poissons a été instauré en 1996, visant d'abord le poisson de moins de 25 cm, puis de moins de 22 cm (MPO 1997).

De multiples modèles d'évaluation du stock ont montré la difficulté d'effectuer l'ajustement aux données sur les débarquements des années 1980 et du début des années 1990, une période marquée par une baisse précipitée de l'abondance du stock de sébaste et qui constitue donc un important moteur de la modélisation de la dynamique de ces populations de poissons. Selon une récente série d'entrevues menées auprès de pêcheurs qui étaient actifs au cours de cette période, de grands nombres de petits poissons de moins de 20 cm étaient capturés avant d'être légalement rejetés, ou les prises de petits poissons n'étaient autrement pas déclarées, et n'étaient donc pas reflétées dans les données sur les prises ou sur la capture selon la longueur pour toute cette période (Duplisea 2016). Le taux de mortalité lié à ces rejets était probablement de 100 % en raison du barotraumatisme.

---

## ANNEXE B – DONNÉES

### DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE

Le MPO effectuée, chaque été depuis 1984, un relevé de recherche multidisciplinaire visant les poissons de fond et la crevette dans l'unité 1, c'est-à-dire dans le nord du golfe du Saint-Laurent (McAllister et Duplisea 2016) Ce relevé a été effectué au moyen d'un chalut de fond Western IIA à bord du NGCC *Lady Hammond* de 1984 à 1990 (Brassard *et al.* 2017), puis au moyen du chalut à crevette URI 81'/114' à bord du NGCC *Alfred Needler* de 1990 à 2004, et depuis, au moyen d'un chalut Campelen 1800 muni d'un faux bourrelet de type Rockhopper, à bord du NGCC *Teleost* (Bourdages *et al.* 2007). Des études comparatives réalisées en 1990 permettent de convertir toutes les données des relevés de l'unité 1 en unités compatibles aux données du relevé mené par le NGCC *Teleost* au chalut Campelen (Bourdages *et al.* 2007; Brassard *et al.* 2017).

Entre 1997 et 2002, le MPO a également effectué, dans l'unité 2, des relevés au moyen du chalut Campelen 1800 à bord du NGCC *Teleost*, ce chalut comportant une ouverture de maille de 12,7 mm dans les sept mètres inférieurs du cul de chalut (Kulka et Atkinson 2016). Toutefois, les données de cette série de relevés ne sont plus utilisées pour évaluer les stocks de sébaste. En effet, cette série chronologique de relevés dans l'unité 2 a été remplacée par un relevé financé par l'industrie qui utilisait principalement un chalut Engel 170 muni d'une ouverture de mailles de 30 mm dans les sept mètres inférieurs du cul de chalut, et dont l'écartement entre les ailes mesurait 21 m, les traits de chalut étant effectués par de grands chalutiers commerciaux de classe « Cape » mesurant de 45 à 50 m. Ce type de relevé s'est poursuivi jusqu'en 2014, où le navire a été remplacé par le navire de pêche *Nautical Legend* de 19 m, utilisant un chalut Campelen dont l'espace entre les ailes mesurait 15,2 m. Le relevé effectué par l'industrie a commencé en 1997 et se poursuit aujourd'hui, étant pris en charge par le Conseil des allocations aux entreprises d'exploitation du poisson de fond (GEAC) avec l'apport du MPO en matière de conception (Kulka et Atkinson 2016). Il s'agit généralement d'un relevé fait aux deux ans, bien que les derniers de ces quelques relevés aient été réalisés en 2011, 2014 et 2016. Les périodes de relevé ont également changé, sachant que le tout premier relevé (en 1997) avait été effectué en décembre, alors que tous les autres ont été effectués en août/septembre pour chaque année de relevé.

Des essais comparatifs entre les engins utilisés pour les relevés du MPO et du GEAC dans l'unité 2 ont été effectués en août 2000 afin de convertir les données des relevés de l'industrie en unités comparables à celles du relevé mené par le NGCC *Teleost* utilisant le chalut Campelen (Cadigan et Power 2010), puis de nouveau en 2015 après que le GEAC eut remplacé le navire et l'engin utilisés par une configuration plus semblable à celle du relevé du MPO dans l'unité 1 (Kulka et Atkinson 2016).

---

## ANNEXE C – MANIPULATION DES DONNÉES

### SÉPARATION DES DONNÉES PAR ESPÈCE

Aux fins de l'élaboration des modèles dans le cadre de l'évaluation des sébastes des unités 1 et 2, il est nécessaire de déterminer comment séparer les prises globales de sébastes par espèce (*S. fasciatus* ou *S. mentella*), là où les données de la pêche commerciale combinent les prises des deux espèces de façon non différenciée. Afin de séparer par espèce les données agrégées sur les prises de la pêche commerciale dans chacune des unités, des études antérieures (McAllister et Duplisea 2012) ont procédé à un lissage de la proportion des prises selon le relevé annuel de la biomasse à maturité afin de l'appliquer aux données commerciales. En 2015, un ajustement des modèles de capture selon la taille (Duplisea *et al.* 2016) avait également nécessité une séparation des prises commerciales selon la longueur et par espèce. Pour ce faire, on avait déterminé la répartition des prises par espèce et selon la longueur d'après les relevés au chalut chaque unité, et ces proportions ont été appliquées aux prises commerciales par unité, par année et selon la longueur. Cette méthode avait été mise à l'essai selon deux variantes, l'une utilisant un lissage des données sur la composition des prises, l'autre utilisant les données brutes sur la composition des prises (Duplisea 2016).

Les données sur les prises commerciales sont disponibles pour les débarquements globaux, en plus de données sur la composition précise de certains débarquements. Dans certains cas, les données sur les prises sont associées à leur emplacement et à leur profondeur. Ces données ne sont toutefois jamais séparées par espèce. Ces données sur les prises proviennent globalement des fichiers ZIFF de la pêche commerciale, qui consignent généralement les débarquements totaux pour les sébastes de la zone des unités 1 et 2, mais pas nécessairement d'autres zones. Cette base de données est alimentée à l'échelle régionale et contient des registres de pêche provenant des régions du Québec, du golfe, des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador. Elle est mise à jour selon les calendriers et les procédures propres à chaque région. La fréquence des tailles est beaucoup plus difficile à obtenir pour les prises à l'échelle de l'ensemble du stock. Ces données sont recueillies à l'échelle régionale et doivent aussi être demandées à l'échelle régionale. Elles sont fondées sur les rapports des échantillonneurs au port, dans le cadre de programmes régionaux individuels.

Les principales données sur la séparation des prises par espèce proviennent des relevés des unités 1 et 2. Les données de ces relevés ont été exploitées de différentes façons afin de tenter de séparer les prises commerciales par espèce, selon divers degrés de dépendance. Pour effectuer ces analyses de la composition taxonomique, les données d'après les relevés étaient d'abord traitées afin d'en soustraire les cohortes n'appartenant pas aux stocks des unités 1 et 2 qui quittent cette zone avant d'arriver à maturité (se reporter aux rapports sur la soustraction des cohortes des Grands Bancs). Habituellement, ces cohortes fortes quittent les unités 1 et 2 avant d'être recrutées à la pêche, et n'auront donc pas d'incidence sur la séparation par espèce des prises commerciales; toutefois, puisque certaines des méthodes décrites ci-dessous emploient un lissage des données, l'estimation de la force de la cohorte pour certaines années pourrait encore être faussée par ces cohortes.

#### Méthode 1 : relevé global

L'approche initiale de séparation des prises par espèce aux fins du présent effort de modélisation s'est appuyée sur la méthode précédente de Duplisea *et al.* (2015). Cette méthode consiste à diviser la biomasse des prises totales par la proportion de la biomasse à maturité d'après le relevé de chaque unité; puis à séparer la fréquence des tailles pour chaque unité selon l'année et la longueur, et ce, sans appliquer de lissage aux données des relevés sur la proportion par espèce des prises selon la longueur par unité et par année. Pour ce qui est des

données globales, la méthode de lissage choisie s'appuyait sur le modèle « GAM à quantile » (*qgam* du logiciel R), où le quantile de 0,5 a été choisi comme valeur de lissage.

### Autres scénarios de proportions faibles ou élevées des deux espèces parmi les prises

Pour séparer les prises par espèce, d'autres scénarios élaborés se sont appuyés sur des variations de la méthode 1. Le scénario de référence pour le lissage global des prises a été établi à partir de la médiane des données ( $q = 0,5$  au moyen du modèle *qgam*). Un scénario de proportion élevée a été déterminé selon le 75<sup>e</sup> centile ( $q = 0,75$ ) et un scénario de proportion faible selon le 25<sup>e</sup> centile ( $q = 0,25$ ).

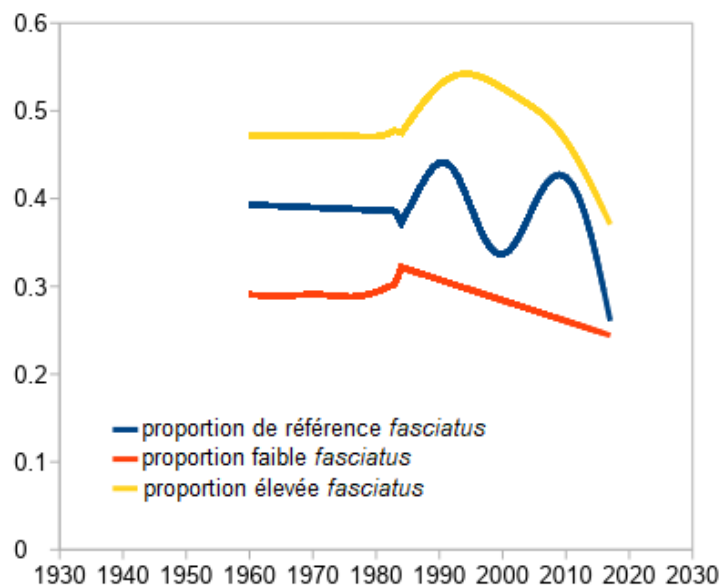


Figure C.1. Scénarios de la proportion (lissée, de référence, élevée et faible) de *S. fasciatus* dans les prises de l'unité 1.

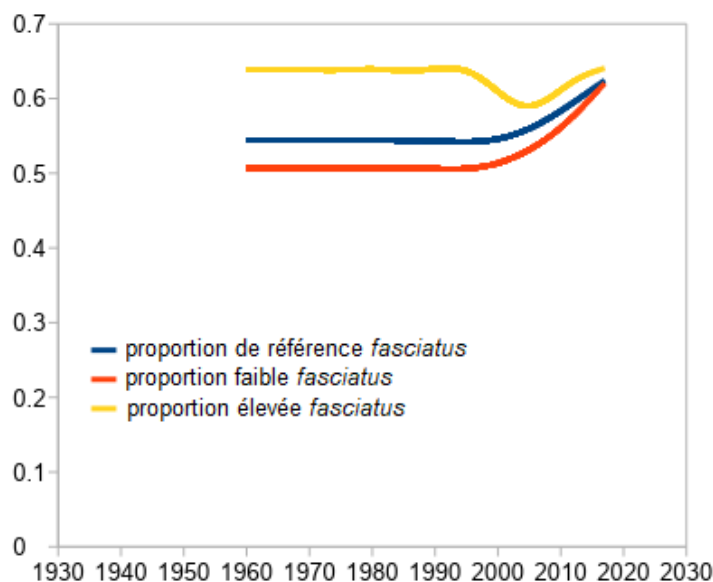


Figure C.2. Scénarios de la proportion (lissée, de référence, élevée et faible) de *S. fasciatus* dans les prises de l'unité 2.

La composition des prises a été divisée de façon similaire, mais non identique. La proportion de *S. fasciatus* selon la longueur, par année et par unité a été déterminée à partir des données du relevé et appliquée sous forme « brute » à la composition des prises de cette longueur, dans l'unité et pour l'année en question. Le lissage a été ajusté au moyen d'une transformation logit des proportions, de façon à éviter de produire des valeurs négatives, puis les proportions ont été rétrotransformées. Le lissage a appliqué la fonction  $df = N$ , où les données elles-mêmes n'ont pas été lissées, afin de permettre d'appliquer les lissages aux prises commerciales d'une longueur qui n'était pas capturée dans le cadre des relevés; c'est-à-dire qu'il était important de ne pas multiplier par 0 une prise commerciale selon la longueur observée pour la seule raison que cette longueur n'avait pas été capturée lors du relevé. Les scénarios de proportions élevées et faibles ont été calculés de la même façon, mais appliquaient des proportions à mi-chemin entre le scénario de référence et 100 % pour le scénario « proportion élevée », et entre le scénario de référence et 0 % pour le scénario « proportion faible ». Il était ainsi possible de mettre entre crochets une plage de valeurs englobant les données de référence de façon à éviter que les lignes de chaque scénario s'entrecroisent (figure C.3).

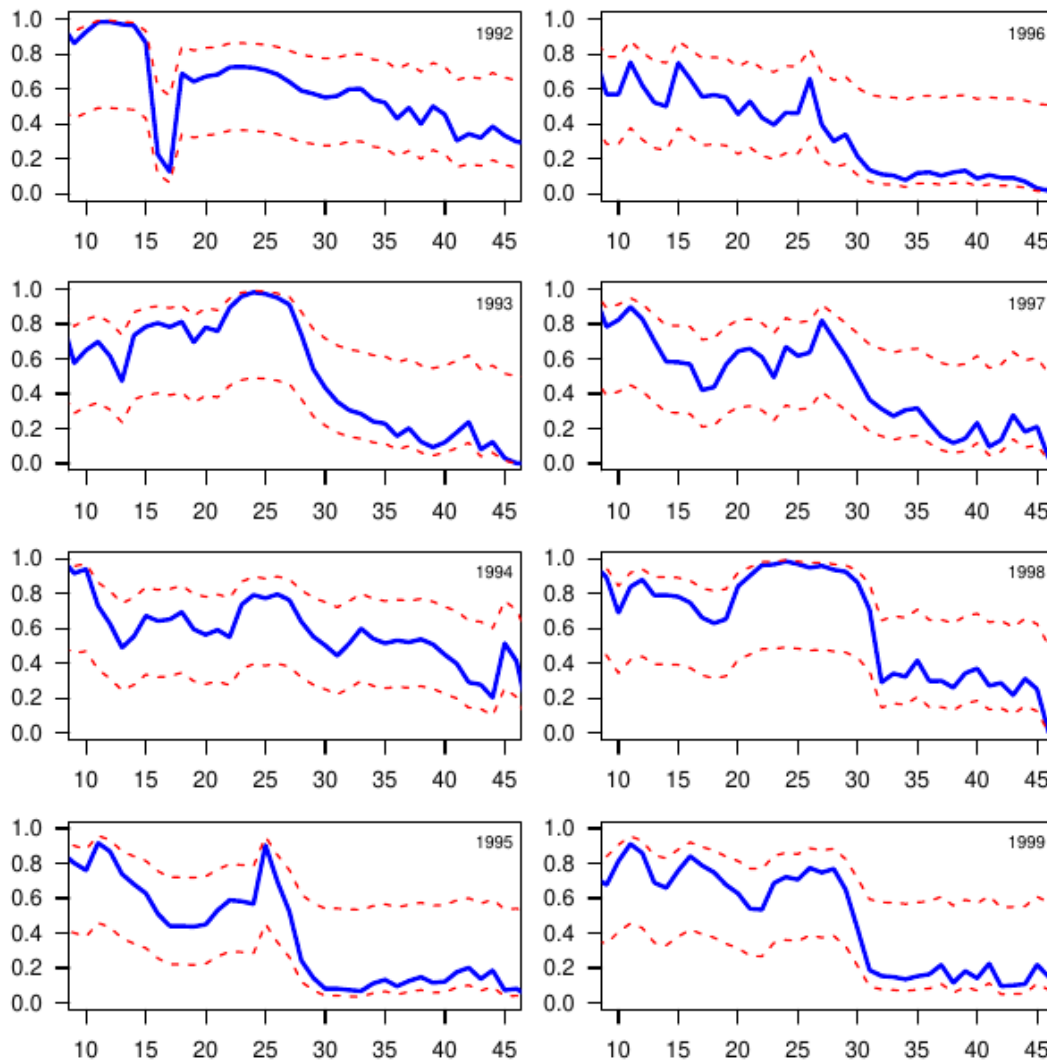


Figure C.3. Exemple de séparation des espèces (proportion de *S. fasciatus*) selon la longueur et l'année d'après le relevé pour l'unité 1. La ligne bleue représente la proportion brute et les lignes tiretées rouges représentent les scénarios de proportion élevée ou faible de l'espèce.

---

Dans tous les cas, les années manquantes sont simplement remplies selon les moyennes de la série chronologique.

## Méthode 2 : séparation par espèce selon la profondeur des prises

À l'âge adulte, les deux espèces de sébaste préfèrent des profondeurs différentes, *S. mentella* ayant tendance à occuper des eaux plus profondes que *S. fasciatus*. Cela a été décrit dans les données de relevé par la relation logistique entre la proportion de *S. fasciatus* et la profondeur de l'eau (m) :

$$\text{proportion.fasciatus} = 1/(1+\exp(-(L-\alpha)/\beta))$$

où  $\alpha = 290$  et  $\beta = -54,35$

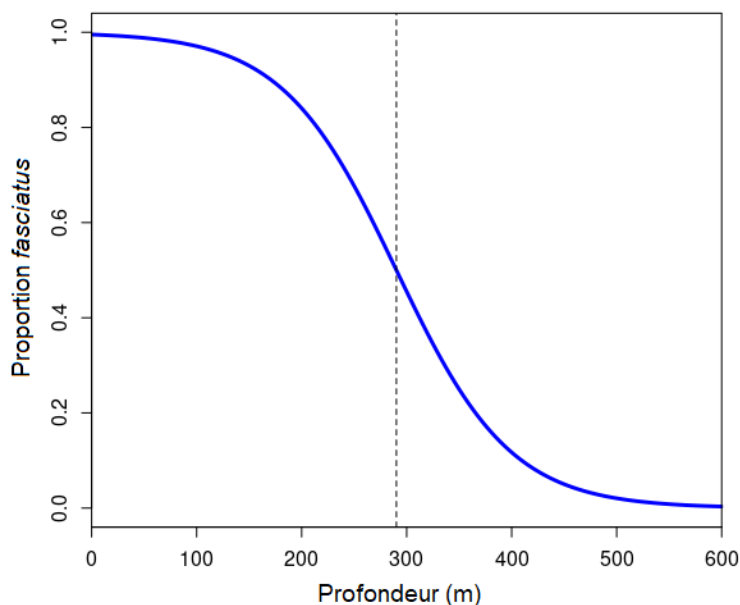


Figure C.4. Proportion de *S. fasciatus* par rapport à la relation logistique ajustée à la profondeur d'après les données du relevé de l'unité 1.

Cette relation a été déterminée à partir des données du relevé de l'unité 1 depuis 1990.

Les données sur les prises commerciales depuis 1986 consistent parfois la profondeur ou l'emplacement des prises. Le *package* R « MarMap » a été utilisé avec les données de 30 secondes d'arc du British Oceanographic Data Centre de GEBCO afin de déterminer les profondeurs en fonction du positionnement. Dans la plupart des cas, les profondeurs déclarées ne différaient pas de façon notable des profondeurs déterminées selon l'emplacement. Certains écarts importants ont toutefois fait l'objet d'une enquête plus approfondie, et une sélection de profondeurs pertinente à la séparation par espèce a fait l'objet d'une enquête, et on a déterminé les profondeurs déclarées et les profondeurs selon l'emplacement pouvaient toutes deux être utilisées.

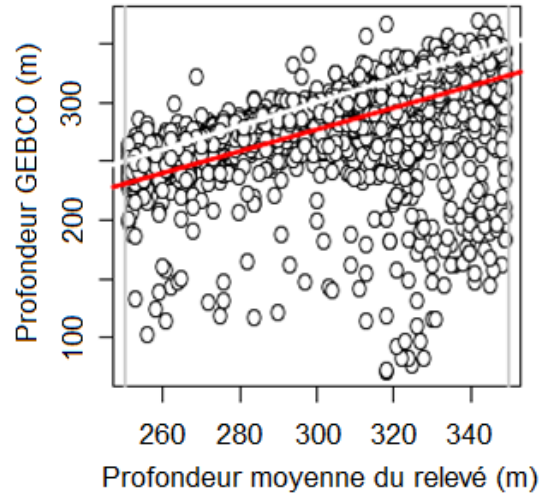


Figure C.5. Profondeurs des prises selon leur emplacement (diagramme à 30 secondes d'arc de GEBCO) par rapport aux profondeurs déclarées pour la plage de 250 à 350 m de profondeur, où la relation profondeur-composition taxonomique est la plus différenciée entre les deux espèces. La ligne rouge représente le modèle linéaire ajusté avec point d'intersection passant par l'origine, et la ligne blanche représente la ligne du ratio 1:1.

Des événements de pêche géoréférencés apparaissent dans environ la moitié des prises déclarées. On s'est appuyé sur l'hypothèse que la proportion de chaque espèce déterminée à partir de ce sous-ensemble de prises était la même que la proportion des prises totales.

Ce type d'analyse a pour avantage d'éliminer la dépendance aux données des relevés en ce qui a trait à la séparation des prises par espèce, mais il a aussi certains inconvénients. Par exemple, il peut y avoir des différences entre la répartition verticale des espèces en été et en hiver, et certaines années avant 1995 ont donné lieu à des prises hivernales (de janvier à mai inclusivement) qui représentaient souvent environ 50 % du total.

Cette méthode n'a, jusqu'à présent, pas permis de séparer les données sur la fréquence des tailles par espèce. Les données sur la fréquence des tailles ne sont pas toutes stockées au même endroit, car chaque région du MPO conserve cette information à l'échelle régionale. Les données associées à des profondeurs n'étaient pas disponibles sous une forme pouvant être appliquée à cette méthode, mais nous estimons qu'une telle application serait possible.

### **Méthode 3 : relevé dans les zones de pêche commerciale**

Une troisième méthode possible consisterait à appliquer globalement la composition taxonomique (séparation des prises par espèce) d'après les relevés aux prises commerciales provenant de la même strate. Cette méthode n'a pas encore été appliquée en raison de difficultés à associer les prises à une strate précise et de l'insuffisance de données permettant de supposer qu'une strate donnée affiche la même séparation des deux espèces en été que lors du reste de l'année. Puisque l'on sait que les sébastes migrent entre les périodes estivales et hivernales, la définition de la zone de stock de l'unité 1 s'étend en hiver aux divisions 3Pn et 4Vn de l'OPANO pour tenir compte du déplacement des poissons hors du golfe (unité 1) en hiver.

Il s'agit néanmoins d'une méthode qui pourrait être envisagée dans le cadre des processus ultérieurs, mais des contraintes de temps n'ont pas permis son utilisation dans le cadre de la présente ESG.



---

## ANNEXE D – MODÈLES OPÉRATIONNELS

### MODÈLES DE BASE

Les procédures de gestion (PG) proposées devront, pour être retenues aux fins d'une éventuelle mise en œuvre, afficher un rendement acceptable selon tous les modèles opérationnels de cet ensemble de modèles. Les modèles de base représentent différentes hypothèses plausibles sur la façon dont la pêche et les stocks se sont comportés par le passé ou se comporteront dans l'avenir. Si les modèles sont ajustés au même ensemble de données, ils sont alors tenus d'y être raisonnablement bien ajustés. Toutefois, comme il a été mentionné plus haut, la présente ESG ne pouvait pas utiliser le critère d'information d'Akaike (AIC) pour choisir un modèle opérationnel, principalement en raison de l'approche adoptée pour pondérer différents ensembles de données lors de l'ajustement des modèles aux données.

### MODÈLES MARGINAUX

Ces modèles sont considérés comme d'autres représentations plausibles des comportements de la pêche et des stocks, mais leur pertinence scientifique est moindre que celle du modèle de référence et des modèles de base. Il est souhaitable que les procédures de gestion proposées qui obtiennent de bons résultats sous l'ensemble de modèles de base obtiennent également des résultats acceptables sous l'ensemble de modèles marginaux. Ainsi, on se doit de noter tous les cas où les procédures de gestion affichant le meilleur rendement selon l'ensemble des modèles de base n'affichent pas un rendement acceptable selon les modèles marginaux, mais cela ne pourrait suffire, en soi, à rejeter un modèle opérationnel. De même, si l'on découvre éventuellement qu'un modèle marginal devient plus plausible que les modèles de base, ou qu'une procédure de gestion appliquée n'avait pas produit un rendement acceptable selon le modèle marginal et que ce résultat s'était concrétisé en pratique, il pourrait s'agir d'un cas exceptionnel où une nouvelle série d'analyses de l'ESG devra être effectuée pour déterminer une nouvelle procédure de gestion dont le rendement est acceptable selon les modèles de base ainsi mis à jour.

### ANALYSES DE SENSIBILITÉ

Ces modèles représentent d'autres représentations plausibles (ou plus précisément, non invraisemblable) de la dynamique de la pêche et du stock. Toutefois, si l'ajustement statistique de tels modèles devait produire des paramètres estimés semblables à ceux de l'un des modèles de base ou marginaux déjà formulés, ce modèle proposé deviendrait redondant et ne serait alors pas appliqué dans le cadre des essais par simulation des procédures de gestion proposées. Par contre, si un scénario d'analyse de sensibilité comporte des dynamiques et des estimations de paramètres qui diffèrent de celles de tous les autres modèles faisant déjà partie de l'ensemble des modèles de base et marginaux, celui-ci sera appliqué en tant que modèle marginal.

Tableau D.1. Modèles opérationnels de base, de sensibilité et marginaux dans le cadre du processus d'ESG du sébaste des unités 1 et 2, selon les discussions tenues aux réunions techniques du 12 et du 14 décembre 2017 et à la réunion du groupe de travail du 13 décembre 2017 à Halifax (Nouvelle-Écosse).

Modèle	Type	Description	Détails
1	De base	Référence	Ce modèle suppose que la sélectivité des engins de pêche est logistique et que le changement de la sélectivité au fil du temps (et du décalage) est décrit par deux blocs temporels au cours de la série chronologique (des premières années à 1993; et de 1994 à aujourd'hui). Le ratio entre les prises tuées et les prises conservées est de 1:2 pour les premières années jusqu'en 1985, de 2:1 pour les années 1986 à 1993 et de 1:1 pour les années 1994 à aujourd'hui. Le recrutement simulé sera produit de façon à ressembler aux tendances observées pas le passé, en utilisant un bootstrap non paramétrique des événements de recrutement tirés de la série chronologique historique.
2	De base	Recrutement futur réduit	Les simulations supposeront qu'il n'y aura aucune grande cohorte au cours des 20 prochaines années.
3	De base	Autre valeur de $M$	Ce modèle utilisera la fonction $M$ de Lorenzen (où le taux de mortalité naturelle ( $M$ ) varie selon la taille du poisson et est plus élevé chez les petits poissons) au lieu d'une valeur unique.
4	De base	Autre méthode de simulation du recrutement	Utilisation d'un bootstrap paramétrique du recrutement historique pour les simulations, avec estimation de la variance et du coefficient d'autocorrélation pour les événements de recrutement de la série chronologique historique depuis 1970.
5	De base	Autre séparation des prises	Suppose une différente séparation historique des prises que selon le scénario de référence – soit un plus grand nombre de <i>S. mentella</i> .

Modèle	Type	Description	Détails
6	De base	Autre séparation des prises	Suppose une différente séparation historique des prises que selon le scénario de référence – soit un plus grand nombre de <i>S. fasciatus</i> .
7	Marginal	Autre sélectivité des engins de pêche	Suppose que la sélectivité suit une courbe en forme de dôme ou double logistique pour les deux espèces (et que la sélectivité diminue pour les grands comme pour les petits poissons).
8	Marginal	Valeur élevée de <i>M</i> dans l'avenir	La valeur de <i>M</i> est doublée chez les deux espèces au cours des 20 prochaines années seulement. Il s'agit d'une façon d'examiner la dépendance à la densité lors des périodes de fortes cohortes.
9	Marginal	Croissance future réduite	Simule une réduction de la croissance future chez les deux espèces pour les 20 prochaines années en réduisant la longueur asymptotique ( $L_{\infty}$ ) à une valeur équivalant à 2/3 de celle du scénario de référence, tout en supposant la même valeur pour <i>K</i> (qui sont des paramètres de l'équation de croissance de von Bertalanffy). Il s'agit d'une façon d'examiner la dépendance à la densité lors des périodes de fortes cohortes.
10	Marginal	Recrutement futur réduit	Les simulations supposeront une absence de grande cohorte au cours des 40 prochaines années.
11	De sensibilité	Autre valeur de <i>M</i>	Réduction des valeurs historiques et futures de <i>M</i> selon un facteur de 0,75 pour les deux espèces.
12	De sensibilité	Autre valeur de <i>M</i>	Augmentation des valeurs historiques et futures de <i>M</i> selon un facteur de 1,25 pour les deux espèces.

Modèle	Type	Description	Détails
13	De sensibilité	Autre paramètre d'inclinaison de la pente	Suppose une plus haute valeur (selon un facteur de 1,25) du paramètre d'inclinaison de la pente de la relation stock-recrutement que le scénario de référence, pourvu que cela n'ait pas déjà été réalisé dans les scénarios ci-dessus. Ce modèle sera seulement utilisé si les valeurs de paramètres ne sont pas déjà prises en compte dans l'un des autres modèles.
14	De sensibilité	Autre paramètre d'inclinaison de la pente	Suppose une plus faible valeur (selon un facteur de 0,75) du paramètre d'inclinaison de la pente de la relation stock-recrutement que le scénario de référence, pourvu que cela n'ait pas déjà été réalisé dans les scénarios ci-dessus. Ce modèle sera seulement utilisé si les valeurs de paramètres ne sont pas déjà prises en compte dans l'un des autres modèles.
15	De sensibilité	Autre sélectivité des engins de pêche	Utilise trois blocs temporels (au lieu de deux) pour représenter différentes périodes de sélectivité des engins de pêche, soit : des premières années à 1984, de 1985 à 1993 et de 1994 à aujourd'hui).
16	De sensibilité	Autre valeur de décalage	Utilise une différente valeur de décalage dans l'âge médian des poissons tués et l'âge médian des poissons conservés.
17	De sensibilité	Autre ratio entre les prises tuées et prises conservées	Utilise un ensemble d'hypothèses différentes que le scénario de référence relativement aux valeurs ou aux périodes du ratio entre les prises tuées et les prises conservées.

Modèle	Type	Description	Détails
18	De sensibilité	Autre valeur <i>a priori</i> moyenne	Suppose une valeur <i>a priori</i> moyenne inférieure à celle du scénario de référence pour les fortes cohortes historiques (c.-à-d. l'ampleur supposée de la force des cohortes historiques, où une valeur plus faible signifie que ces cohortes fortes seront plus petites que selon le scénario de référence). Ce modèle sera seulement utilisé que si l'on estime qu'il produit des paramètres clés différents.
19	De sensibilité	Autre valeur <i>a priori</i> moyenne	Suppose une valeur <i>a priori</i> moyenne supérieure à celle du scénario de référence pour les fortes cohortes historiques (c.-à-d. l'ampleur supposée de la force des cohortes historiques, où une valeur plus haute signifie que ces cohortes fortes seront plus grandes que selon le scénario de référence). Ce modèle sera seulement utilisé que si l'on estime qu'il produit des paramètres clés différents.
22	Marginal	Autres blocs de vulnérabilité	Suppose que la vulnérabilité à la pêche en 2017-2021 revient à celle estimée pour les années antérieures jusqu'en 1994, puis à celle estimée pour 1995-2016. Alors que la vulnérabilité antérieure favorisait les petits poissons, on suppose qu'en raison des grandes cohortes de 2011-2013 qui seront recrutées à la pêche de 2018-2020, il sera difficile d'éviter les prises de petits sébastes au cours des prochaines années.
23	Marginal	Taux de rejet élevés en 2018-2020 (sous le MO 1)	Utilise le modèle opérationnel de base 1, mais suppose un ratio de 2:1 de la biomasse des prises tuées par rapport à celles conservées en 2018-2020, puis un retour à 1:1 en 2021-2057.

Modèle	Type	Description	Détails
24	Marginal	Taux de rejet élevés en 2018-2020 (sous le MO 3)	Utilise le modèle opérationnel marginal 3 (taux de mortalité naturelle doublée pour les 20 prochaines années), mais suppose un ratio de 2:1 de la biomasse des prises tuées par rapport à celles conservées en 2018-2020, puis un retour à 1:1 en 2021-2057.

Le tableau D.2 présente une liste des paramètres, des valeurs des paramètres, des variables et des descriptions des paramètres ainsi que des variables ayant servi au modèle opérationnel de référence pour les sébastes des unités 1 et 2. Le tableau D.3 présente une liste des équations appliquées dans les modèles opérationnels pour ces deux stocks. Le tableau D.4 présente une liste et une description des paramètres liés aux règles de contrôle des prises (RCP). Le tableau D.5 présente les spécifications mathématiques liées à la règle de contrôle des prises élaborée sans modèle. Le tableau D.6 présente les spécifications mathématiques liées aux composantes du modèle de dynamique des populations. Le tableau D.7 présente une liste des paramètres estimés ainsi que les résidus et la fonction de log-vraisemblance négative ayant servi à ajuster le modèle opérationnel. Le tableau D.8 présente une liste des valeurs utilisées pour les fonctions de distribution *a priori* et les composantes de vraisemblance du tableau D.7.

Tableau D.2. Modèle opérationnel de référence pour *Sebastes mentella* ( $S_m$ ) et *Sebastes fasciatus* ( $S_f$ ).

Symbole	Valeur ( $S_m$ ; $S_f$ )	Description
Indices		
$X$	1; 2	Indice pour les espèces : 1 : <i>S. mentella</i> ; et 2 : <i>S. fasciatus</i>
$A$	1,,,,,A; 1,,,,,A	Classe d'âge (année)
$T$	1951,,,,,T; 1951,,,,,T	Pas de temps annuel
$L$	1,,,,,L; 1,,,,,L	Classes de longueur (cm)

<b>Symbole</b>	<b>Valeur (<math>S_m</math>; <math>S_f</math>)</b>	<b>Description</b>
$G$	1,2,3,4; 1,2,3,4	Indice pour type d'engin $g$ : 1 : Relevé de l'unité 1 (biomasse totale ou compositions selon la longueur) 2 : Relevé de l'unité 2 (biomasse totale ou compositions selon la longueur) 3 : « Indice d'après la pêche » pour l'unité 1 (voir détails présentés dans le texte) 4 : Indice d'après la pêche
$P$	-	Indice des procédures de gestion (PG)
<b>Configuration du modèle</b>		
$R$	57; 57	Groupe d'âge le plus âgé
$T$	2017; 2017	Dernière année avant le début de la procédure de gestion (c.-à-d. 2018)
$T_2$	2053; 2053	Année de fin de la PG
$L$	57; 57	Nombre de classes de taille
$blk_1$	1951,...,1993;1951,...,1993	Vulnérabilité – bloc temporel 1
$blk_2$	1994,..., 2017;1994,...2017	Vulnérabilité – bloc temporel 2
<b>Paramètres</b>		
$L_\infty$	45,82 <sup>1</sup> ; 41,24*	Longueur asymptotique moyenne (cm)
$k$	0,096 <sup>1</sup> ; 0,106*	Paramètre de croissance (cm/année)
$t_0$	-0,5; -0,5	Âge théorique à la longueur zéro (année)

<b>Symbole</b>	<b>Valeur (<i>S<sub>m</sub></i>; <i>S<sub>f</sub></i>)</b>	<b>Description</b>
$a^w$	0,00762; 0,00762	Constante de normalisation du poids selon la longueur (cm*gr)*
$b^w$	3,193; 3,193	Facteur allométrique*
$M_a$	0,10; 0,125	Mortalité naturelle instantanée selon l'âge (année <sup>-1</sup> ) <sup>2</sup>
$\hat{R}_0$	0,420; 0,623	Recrutement moyen du poisson non exploité (âge 1) x [1e9]
$\hat{k}$	3,082; 6,522	Ratio de compensation
$h$	0,435; 0,620	Inclinaison de pente
$\hat{\omega}'_{a=3}; \hat{\omega}''_t$	1952,...,T; 1952,...,T	Écarts aléatoires estimés pour le poisson d'âge 3 dans l'abondance initiale et écarts aléatoires du recrutement pour l'année $t$
$\omega_t'''$	$t > T, \dots, T_2; t > T, \dots, T_2$	Écarts aléatoires du recrutement simulés pour l'année $t$
$\sigma_R$	1,0; 1,0	Écart-type de la variation du recrutement
$\Omega_1$	7,889; 7,256	Âge à 50 % de maturité <sup>3</sup>
$\Omega_2$	1,98; 1,58	Pente selon l'âge à la maturité <sup>3</sup>
$\hat{a}_{g=1,2}^{50}$	2,022, 7,017; 1,676, 5,224	Vulnérabilité selon l'âge à 50 % de maturité pour l'indice de $g$ d'après le relevé
$\hat{a}_{g=1,2}^{sd}$	0,145, 2,731; 0,201, 0,609	Pente de la vulnérabilité selon l'âge pour l'indice de $g$ d'après le relevé
$\hat{a}_{t \in blk_1, g=4}^{50ret}$	9,245; 8,545	Prises conservées selon l'âge à 50 % de maturité pour l'indice de $g$ et le bloc temporel 1
$\hat{a}_{t \in blk_1, g=4}^{sdret}$	0,866; 0,471	Pente des prises conservées selon l'âge pour l'indice de $g$ et le bloc temporel 1



<b>Symbole</b>	<b>Valeur (<math>S_m</math>; <math>S_f</math>)</b>	<b>Description</b>
$\hat{a}_{t \in blk_2, g=4}^{50_{ret}}$	8,184; 8,329	Prises conservées selon l'âge à 50 % de maturité pour l'indice de $g$ et le bloc temporel 2
$\hat{a}_{t \in blk_2, g=4}^{sd_{ret}}$	0,735; 0,534	Pente des prises conservées selon l'âge pour l'indice de $g$ et le bloc temporel 2
$a_{t \in blk_1, g=4}^{sd}$	$a_{t \in blk_1, g=4}^{sd_{ret}}$	Pente de la vulnérabilité selon l'âge pour l'indice de $g$ et le bloc temporel 1
$a_{t \in blk_2, g=4}^{sd}$	$a_{t \in blk_2, g=4}^{sd_{ret}}$	Pente de la vulnérabilité selon l'âge pour l'indice de $g$ et le bloc temporel 2
$a_{g=1,2,3}^{50_{ls}}$	19,0; 18,0	Vulnérabilité selon l'âge à 50 % /prises conservées pour la queue de gauche de la double logistique
$a_{g=1,2,3}^{sd_{ls}}$	1,0; 1,0	Vulnérabilité selon l'âge /prises conservées pour la queue de gauche de la double logistique
$a_{min}^{vul_{ret}}$	7; 7	Âge minimal des prises conservées/vulnérabilité pour les extrapolations
$a_{min}^{mat}$	5; 4	Maturité minimale selon l'âge
$u_{init}$	0; 0	Taux d'exploitation initial pour $t = 1951$
$U_{max}$	0,95; 0,95	Taux d'exploitation maximal
$\hat{t}_{g=1,2,3}$	0,469, 0,452, 0,407; 0,501, 0,382, 0,519; 0,501, 0,382, 0,516	Écart-type pour l'indice de $g$ d'après le relevé

<b>Symbole</b>	<b>Valeur (<i>S<sub>m</sub></i>; <i>S<sub>f</sub></i>)</b>	<b>Description</b>
$\hat{q}_{g=1,2,3}$	0,666, 1,745, 0,638; 0,533, 2,495, 0,444; 0,533, 2,495, 0,444	Coefficient de capturabilité pour l'indice de <i>g</i> d'après le relevé
$n_{g=1,2,3,4}$	34, 8, 34, 33; 34, 8, 34, 33	Nombre d'années de données sur l'indice
<b>Variables calculées</b>		
$\emptyset_0$	-	Biomasse reproductrice à l'équilibre non exploitée par recrue
$l_a$	-	Survie selon l'âge par recrue
$\bar{L}_a$	-	Longueur moyenne selon l'âge (cm)
$S_a$	-	Survie naturelle selon l'âge (année)
$W_a$	-	Poids selon l'âge (g)
$W_l$	-	Poids selon la longueur (g)
$m_a$	-	Proportion de femelles matures selon l'âge
$SSB_0$	-	Biomasse reproductrice non exploitée (kt)
$a_{t,g=4}^{50}$	-	Vulnérabilité selon l'âge à 50 % de maturité pour l'année <i>t</i>
$v_{a,g=4}$	-	Vulnérabilité selon l'âge, pour l'indice de <i>g</i>
$v'_{a,t,g=4}$	-	Vulnérabilité selon l'âge, pour l'année <i>t</i> , à la pêche commerciale (courbe en dôme)
$v''_{a,g=1,2}$	-	Vulnérabilité selon l'âge aux prises du relevé (courbe en dôme)

<b>Symbole</b>	<b>Valeur (<math>S_m</math>; <math>S_f</math>)</b>	<b>Description</b>
$\Phi_x^{P(l a)}$	$f(\bar{L}_a, CV_a^L)$	Matrice de transition pour l'espèce $x$
$C_t^k$	-	Biomasse des prises tuées durant l'année $t$ (kt)
$f_{a,t}^{ret}$	-	Fraction selon l'âge des prises conservées de la pêche ( $a$ ) pour l'année $t$
$u_{x,t}$	-	Taux de capture de l'espèce $x$ durant l'année $t$
$N_{x,l,t}$	-	Nombre de prises selon la longueur ( $l$ ) de l'espèce $x$ durant l'année $t$
$SSB_t$	-	Biomasse reproductrice durant l'année $t$ (kt)
$VB_{x,t}^k$	-	Biomasse vulnérable de l'espèce $x$ tuée durant l'année $t$ (kt)
$VB_t^{ret}$	-	Biomasse vulnérable conservée durant l'année $t$ (kt)
<b>Observations</b>		
$I_{x,t,g=1,2,3}$	-	Indice de $g$ pour la biomasse observée d'après le relevé de l'année $t$ (kt) pour l'espèce $x$
$I'_{x,t,g=3}$	-	Indice de pêche simulé d'après le relevé (prises selon la longueur) pour l'espèce $x$ durant l'année $t$ (kt)
$C_t^{ret}$	-	Biomasse des prises de la pêche conservées pour l'année $t$ (kt)
$D_t^{killratio}$	Combine les deux espèces	Ratio de la biomasse des prises tuée:conservées pour l'année $t$
$a_t^{offset}$	Combine les deux espèces	Compensation au cours de l'année $t$ (âges)

<b>Symbole</b>	<b>Valeur (<i>S<sub>m</sub></i>; <i>S<sub>f</sub></i>)</b>	<b>Description</b>
$N_{l,t,g=1,2}^{survey\_obs}$	-	Nombres observés selon la longueur d'après les relevés des unités 1 et 2
$N_{l,t,g=4}^{ret\_obs}$	-	Nombres observés des prises conservées de la pêche dans les unités 1 et 2
$ESS_{g=1,2,4}$	25, 10, 5; 25, 10, 5;	Taille de l'échantillon pour l'indice de <i>g</i>
$CV_{g=1,2}$	0,25, 0,25; 0,25, 0,25	Coefficient de variation pour l'indice de <i>g</i> du relevé
$CV_a^L$	$0.12_{a=1, \dots, 0.05_A}; 0.12_{a=1, \dots, 0.05_A}$	Coefficient de variation pour la longueur selon l'âge (augmentation linéaire)

<sup>1</sup> Saborido-Rey *et al.* (2004); \*Cette étude

<sup>2</sup> McAllister et Duplisea (2011); <sup>3</sup> Gascon (2003)

Tableau D.3. Équations des modèles opérationnels pour *Sebastes mentella* (Sm) et *Sebastes fasciatus* (Sf).

Périodes du cycle biologique	
Survie naturelle selon l'âge	$S_a = e^{(-M_a)}$
Survie par recrue	$l_a = \begin{cases} 1 & a = 1 \\ l_{a-1}s_{a-1}(1 - v_{a-1}u_{init}) & 1 < a < A \\ l_A = l_{A-1}s_{A-1}(1 - v_{A-1}u_{init})/[1 - s_A(1 - v_A u_{init})] & a = A \end{cases}$
Longueur moyenne selon l'âge	$\bar{L}_a = L_\infty [1 - e^{(-k(a-t_0))}]$
Proportion de femelles matures selon l'âge	$m_a = \begin{cases} 0 & \text{if } a \leq a_{\min}^{mat} \\ \frac{1}{1 + e^{-(a-\Omega_1)/\Omega_2}} & \text{sinon} \end{cases}$
Poids selon l'âge	$w_a = a^w \bar{L}_a^w$
Vulnérabilité selon l'âge	$v_{a,t,g} = \begin{cases} 0 & \text{if } a \leq a_{\min}^{vul,ret} \\ \frac{1}{1 + e^{-(a_{t,g}^{50}-a)/a_{t,g}^{sd}}} & t \in blk_1, blk_2; g = 4 \quad \text{sinon} \end{cases}$
Relation stock-recrutement	-
Biomasse reproductrice par recrue	$\Phi_0 = \sum_{a=1}^{a=A} l_a m_a w_a$
Biomasse reproductrice non exploitée	$SSB_0 = \hat{R}_0 \Phi_0$
Paramètres de recrutement de Beverton-Holt	$\alpha = \frac{\hat{k}}{\Phi_0} \quad k > 1$ $\beta = \frac{k-1}{SSB_0}$
Dynamique des populations	-
État initial	$N_{a,1} = R_0 l_a \quad a \notin 3$ $N_{a,1} = R_0 l_a e^{\hat{\omega}'_a \sigma_{Rpr} - 0.5(\sigma_{Rpr})^2} \quad \omega'_a \sim N(0,1) \quad a = 3$
Écarts aléatoires du recrutement	$\gamma_t = \begin{cases} \hat{\omega}_t'' & t < T \\ \omega_t''' & \text{sinon} \end{cases}$ $\omega_t''' \sim \text{bootstrap}(\hat{\omega}_t'', OM_n) \quad \text{voir section MO}$

Périodes du cycle biologique	
Recrutement ( $t > 1$ ; $a = 1$ )	$N_{1,t} = \frac{\alpha SSB_{t-1}}{1 + \beta SSB_{t-1}} e^{\gamma_t \sigma_R - 0.5(\sigma_R)^2}$
Dynamique de l'abondance ( $t > 1$ )	$N_{a,t} = \begin{cases} N_{a-1,t-1} S_{a-1} (1 - v_{a-1,t} u_{t-1}) & 1 < a < A \\ N_{A-1,t-1} S_{A-1} (1 - v_{A-1,t} u_{t-1}) \\ + N_{A,t-1} S_A (1 - v_{A,t} u_{t-1}) & a = A \end{cases}$
Biomasse du stock reproducteur	$SSB_t = \sum_{a=1}^A N_{a,t} m_a w_a$
Biomasse vulnérable à la pêche tuée	$VB_t^k = \sum_{a=1}^A N_{a,t} v_{a,t,g} w_a \quad g = 4$ $VB_t^k = \sum_{a=1}^A N_{a,t} v_{a,t,g} w_a \quad t > T \quad v_{a,t,g} \in blk_2$
Biomasse vulnérable à la pêche conservée	$VB_t^{ret} = \sum_{a=1}^A N_{a,t} v_{a,t,g} f_{a,t}^{ret} w_a \quad g = 4$ $VB_t^{ret} = \sum_{a=1}^A N_{a,t} v_{a,t,g} f_{a,t}^{ret} w_a \quad t > T \quad v_{a,t,g}; f_{a,t}^{ret} \in blk_2$
Biomasse des prises tuées	$C_t^k = u_t VB_t^k$
Biomasse des prises conservées	$C_t^{ret} = u_t VB_t^{ret}$
Indice de la pêche (selon la longueur)	-
Nombre selon la longueur	$N_{x,l,t} = N_{x,a,t} \Phi_x^{P(l a)}$ $\begin{matrix} 1 \times A & A \times L \end{matrix}$
Indice de la pêche	$I'_{x,t,g} = \hat{q}_{x,g} \sum_{l \geq 30cm}^L N_{x,l,t} W_{x,l} e^{\varepsilon_t^x \hat{\tau}_g - 0.5 \hat{\tau}_g^2} \quad \varepsilon_t^x \sim N(0,1) \quad g = 3, x = 1$ $I'_{x,t,g} = \hat{q}_{x,g} \sum_{l \geq 29cm}^L N_{x,l,t} W_{x,l} e^{\varepsilon_t^x \hat{\tau}_g - 0.5 \hat{\tau}_g^2} \quad \varepsilon_t^x \sim N(0,1) \quad g = 3, x = 2$

Tableau D.4 Paramètres des règles de contrôle des prises (RCP) pour *Sebastes mentella* (*Sm*) et *S. fasciatus* (*Sf*).

Symbole	Valeur <i>Sm</i> ; <i>Sf</i>	Description
$\Omega_x^a$	4; 4	Paramètre de réglage de la RCP : point d'intersection (kt)
$\Omega_x^b$	2; 2	Paramètre de réglage de la RCP : pente (kt/année)
$b$	Combine les deux espèces	Multiplicateur de pente
$\Omega_x^c$	1.2; 1.2	Pénalité (kt/année) de la RCP
$J_{0x}$	1.5; 1.5	Paramètre de seuil de la RCP lorsque $J_{x,t,g}$ diminue à de faibles niveaux de biomasse
$J_{x,t,g}$	-	Indice relatif de la pêche pour l'espèce $x$
$I_{x,t,g=3}$	-	Indice historique de pêche de l'unité 1 pour l'espèce $x$ ; poissons > 30 cm ( <i>Sm</i> ) et 29 cm ( <i>Sf</i> )
$CL_{t,p}^{cap}$	Combine les deux espèces	Plafonds de la biomasse des prises (kt) durant la période $t$ pour la PG = $p$ .
$CL_{x,t}$	-	Limite de prises brute (kt) prescrite par la RCP pour l'espèce $x$
$CL_t^c$	-	Limite de prises (kt) combinée pour <i>Sm</i> et <i>Sf</i>
$CL_{x,t}^*$	-	Biomasse des prises (kt) après l'application d'une séparation des prises par espèce pour l'espèce $x$
$CL_{x,t}^{killratio}$	-	Biomasse des prises (kt) après erreur d'application pour l'espèce $x$
$\pi_x$	Voir les tableaux A5 et B6	Proportion de l'espèce $x$ selon la séparation des prises
$D_{prj}^{killratio}$	1.1; 1.1	Ratio des prises tuées:conservées aux fins des extrapolations

Tableau D.5. Description de la règle de contrôle des prises (RCP) sans modèle pour *Sebastes mentella* (Sm) et *S. fasciatus* (Sf).

	$t > T; g = 3$
Limite de prises brute	$CL_{x,t} = [\Omega_x^a + b\Omega_x^b(J_{x,t,g} - J_{0x})] - pen_x$
Moyenne mobile de l'indice de pêche	$J_{x,t,g} = \exp\left[\frac{1}{3}\sum_{t-2}^t \ln(I'_{x,t,g})\right] / \exp\left[\frac{1}{34}\sum_{t=1984}^{t=2017} \ln(I_{x,t,g})\right]$
Pénalité	$pen_x = \begin{cases} 0 & \text{if } J_{x,t,g} < J_{0x} \\ \Omega_x^c (J_{x,t,g} - J_{0x})^2 & \text{sinon} \end{cases}$
Limite de prises combinée	$CL_t^c = \sum_{x=1}^2 CL_{x,t}$
Application du plafond	$CL_t^c = \begin{cases} CL_t^c & \text{if } CL_t^c \leq CL_{t,p}^{cap} \\ CL_{t,p}^{cap} & \text{sinon} \end{cases}$
Application de la séparation des prises par espèces	$\pi_{x \in 1,t} \sim Unif(0.39, 0.44)$ $\pi_{x \in 2,t} = 1 - \pi_{x \in 1,t}$ $CL_{x,t}^* = CL_t^c \pi_{x,t}$
Erreur d'application	$CL_{x,t}^{killratio} = CL_{x,t}^* D_{prj}^{killratio}$
Contrôle des extrants	$u_{x,t} = \min\left(\frac{CL_{x,t}^{killratio}}{VB_{x,t}^k}, U_{max}\right)$
Protocole de petits poissons	$u_{x,t} = \begin{cases} 0 & \text{si protocole de petits poissons} \\ u_{x,t} & \text{sinon} \end{cases}$



Tableau D.6. Description du modèle de dynamique des populations (MO 1) pour *Sebastes mentella* (Sm) et *S. fasciatus* (Sf).

Paramètres estimés	$\hat{\Theta} = \left( R_0, k, \omega'_{a=3}, \{\omega''_t\}_{t=1952}^{t=2017}, \{q_g, \tau_g\}_{g=1,2}, \{a_g^{50}, a_g^{sd}\}_{g=1,2}, \{a_{blk_1}^{50ret}, a_{blk_1}^{sdret}, a_{blk_2}^{50ret}, a_{blk_2}^{sdret}\}_{g=4} \right)$
Dynamique des populations	
Abondance initiale ( $t = 1951; u_{init} = 0$ )	$N_{a,t} = \begin{cases} R_0 l_a e^{\hat{\omega}'_a \sigma_{Rpr} - 0.5(\sigma_{Rpr})^2} & a \in 3 \\ R_0 l_a & a \notin 3 \end{cases}$
Recrutement	$N_{1,t} = \begin{cases} \frac{\alpha SSB_{t-1}}{1 + \beta SSB_{t-1}} e^{\omega''_t \sigma_{Rpr} - 0.5(\sigma_{Rpr})^2} & \text{si } 1951, 1953 \\ \frac{\alpha SSB_{t-1}}{1 + \beta SSB_{t-1}} e^{\omega''_t \sigma_R - 0.5(\sigma_R)^2} & \text{sinon} \end{cases}$
Fraction des prises conservées de la pêche ( $g = 4$ )	$f_{a,t}^{ret} = \begin{cases} 0 & \text{si } t \in blk_1 \ a \leq 5; t \in blk_2 \ a \leq 7 \\ \frac{1}{1 + e^{-(a - a_{blk_1,g}^{50ret})/\Omega_{blk_1,g}^{sdret}}} & \text{sinon} \\ \frac{1}{1 + e^{-(a - a_{blk_2,g}^{50ret})/\Omega_{blk_2,g}^{sdret}}} & \end{cases}$
Vulnérabilité aux engins de pêche ( $g = 4$ )	$a_{t,g}^{50} = \begin{cases} a_{t,g}^{50ret} - a_t^{offset} & t \in blk_1 \\ a_{t,g}^{50ret} - a_t^{offset} & t \in blk_2 \end{cases}$ $a_{t,g}^{sd} = \begin{cases} a_{t,g}^{sdret} & t \in blk_1 \\ a_{t,g}^{sdret} & t \in blk_2 \end{cases}$
Vulnérabilité logistique aux engins de pêche ( $g = 4$ )	$v_{a,t,g} = \begin{cases} 0 & \text{si } t \in blk_1 \ a \leq 5; t \in blk_2 \ a \leq 7 \\ \frac{1}{1 + e^{-(a_{t,g}^{50} - a)/a_{t,g}^{sd}}} & g = 4 \end{cases}$
Vulnérabilité aux engins du relevé (biomasse totale)	$v_{a,g} = \begin{cases} 0 & a = 1 \\ \frac{1}{1 + e^{-(a_g^{50} - a)/a_g^{sd}}} & \text{sinon} \end{cases}$
Option double logistique relative à la pêche (prises conservées)	$v'_{a,t,g} = \frac{1}{1 + e^{-(a - a_{t,g}^{50})/a_{t,g}^{sd}}} \left( 1 - \frac{1}{1 + e^{-(a - a_g^{50ls})/a_g^{sdls}}} \right) \quad g = 4$ $v''_{a,t,g} = \frac{v'_{a,t,g}}{\max_a(v'_{a,t,g})}$

Option de vulnérabilité double logistique relative au relevé	$v''_{a,g} = \frac{1}{1 + e^{-(a-a_g^{50})/a_g^{sd}}} \left( 1 - \frac{1}{1 + e^{-(a-a_g^{50ls})/a_g^{sdls}}} \right) \quad g = 1,2$ $v''_{a,g} = \frac{v''_{a,g}}{\max_a(v''_{a,g})}$
Taux de capture	$u_t = \log^{\text{lim}} U_{\text{max}} + (1 - \log^{\text{lim}}) C_t^k / VB_t^k$
Prises tuées	$C_t^k = C_t^{\text{ret}} D_t^{\text{killratio}}$
Biomasse vulnérable tuée	$VB_{t,g}^k = \sum_{a=1}^A N_{a,t} v_{a,t,g} w_a \quad g = 4$
Prévision de la biomasse vulnérable aux engins du relevé	$VB_{t,g} = \sum_{a=1}^A N_{a,t} v_{a,g} w_a \quad g = 1,2$
Prévision de la biomasse vulnérable pour l'indice de la pêche	$VB_{t,g} = \sum_{a=10}^A N_{a,t} w_a \quad g = 3$
Prises selon l'âge (tuées) de la pêche	$C_{a,t,g}^k = N_{a,t} v_{a,t,g} u_t \quad g = 4$
Prévision du nombre selon la longueur de poissons vulnérables aux engins du relevé	$N_{l,t,g} = N_{a,t} v_{a,g} \Phi^{P(l a)} \quad g = 1,2$
Prévision des proportions selon la longueur d'après le relevé	$P_{l,t,g} = N_{l,t,g} / \sum_{1 > 5\text{cm}}^L N_{l,t,g} \quad g = 1,2$
Proportions selon la longueur observées lors du relevé	$O_{l,t,g} = N_{l,t,g}^{\text{survey\_obs}} / \sum_{1 \geq 5\text{cm}}^L N_{l,t,g}^{\text{survey\_obs}} \quad g = 1,2$
Prévision du nombre selon la longueur de prises (conservés) de la pêche	$N_{l,t,g}^{\text{ret}} = C_{a,t,g}^k f_{a,t}^{\text{ret}} \Phi^{P(l a)} \quad g = 4$
Prévision des proportions selon la longueur des prises (conservées) de la pêche	$P_{l,t,g}^{\text{ret}} = N_{l,t,g}^{\text{ret}} / \sum_{1 \geq 18\text{cm}}^L N_{l,t,g}^{\text{ret}} \quad g = 4$
Proportions selon la longueur observées parmi	$O_{l,t,g}^{\text{ret}} = N_{l,t,g}^{\text{ret\_obs}} / \sum_{1 \geq 18\text{cm}}^L N_{l,t,g}^{\text{ret\_obs}} \quad g = 4$

---

les prises (conservées) de la pêche	
-------------------------------------	--

Tableau D.7. Résidus et fonction de log-vraisemblance négative (NLL) aux fins de l'ajustement du modèle opérationnel pour *Sebastes mentella* (Sm) et *S. fasciatus* (Sf).

Description	Équation
Estimations de la vraisemblance conditionnelle	$g = 1, 2, 3$ $\eta_{t,g} = \ln(I_{t,g}) - \ln(VB_{t,g})$ $\overline{\ln q_g} = 1/n_g \sum_{t \in g} \eta_{t,g}$ $q_g = e^{\overline{\ln q_g}}$ $\tau_g^2 = \frac{1}{(n_g - 2)} \sum_{t \in g} \eta_{t,g}^2$
Valeurs a priori	
-	$h = \frac{k}{4 + k}$ $P_h = \frac{(h - \bar{h})^2}{2(\sigma_h)^2}$
-	$P_q = \sum_g \frac{(q_g - \bar{q}_g)^2}{2(\sigma_{qg})^2} \quad g = 1, 2$
-	$P_{\omega'} = \frac{(\omega'_{a=3} - \bar{\omega}')^2}{2(\sigma_{Rpr})^2}$
-	$P_{\omega''} \left\{ \begin{array}{l} \frac{\omega''_{1951} - \ln(\bar{\omega}''_{1951})^2}{2(\sigma_{Rpr})^2} \\ \frac{\omega''_{1953} - \ln(\bar{\omega}''_{1953})^2}{2(\sigma_{Rpr})^2} \\ \sum_{t \in 1952, 1953:2017} \frac{\omega''_t - \ln(\bar{\omega}'')^2}{2(\sigma_{Rpr})^2} \end{array} \right.$
Composantes de la vraisemblance	$L_\eta = \sum_{g \in 1,2} \sum_t \frac{(\eta_{t,g})^2}{2(CV_g)^2}$ $L_{\rho'} = - \sum_{g \in 1,2} \sum_t \sum_l (ess_g \theta_{l,t,g} \ln p_{l,t,g})$ $L_{\rho''} = - \sum_{g \in 4} \sum_t \sum_l (ess_g \theta_{l,t,g}^{ret} \ln p_{l,t,g}^{ret})$

---

Description	Équation
NLL	$nll(\theta) = L_{\eta} + L_{\ell'} + L_{\ell''} + P_h + P_q + P_{\omega'} + P_{\omega''}$

Tableau D.8. Spécifications des paramètres liés aux distributions des valeurs a priori du tableau D.7, appliquées à l'ajustement des modèles opérationnels pour *S. mentella* (*Sm*) et *S. fasciatus* (*Sf*).

Symbole	Valeur ( <i>Sm</i> ; <i>Sf</i> )	Description
$\bar{\omega}''$	2,1; 2,1	Valeur <i>a priori</i> moyenne pour les résidus du recrutement
$\bar{\omega}'$	2,1; 2,1	Valeur <i>a priori</i> moyenne pour les résidus de l'abondance initiale
$\sigma_{Rpr}$	1,0; 1,0	Valeur <i>a priori</i> de l'écart-type pour les résidus du recrutement et l'abondance initiale
$\bar{q}_{g=1,2}$	0,2; 0,2	Valeur <i>a priori</i> moyenne pour la capturabilité selon l'indice de <i>g</i> des relevés
$\sigma_{q_{g=1,2}}$	1,0; 1,0	Valeur <i>a priori</i> de l'écart-type pour la capturabilité selon l'indice de <i>g</i> des relevés
$\bar{h}$	0,67; 0,67	Valeur <i>a priori</i> moyenne pour l'inclinaison de la pente
$\sigma_h$	0,17; 0,17	Valeur <i>a priori</i> de l'écart-type pour l'inclinaison de la pente

## PÉRIODES DE PÊCHE HISTORIQUES ET SÉLECTIVITÉ DES ENGINS SELON LA TAILLE DU POISSON

Les données sur les débarquements commerciaux relatives à l'ensemble des engins, des tailles de navire, des mois et des divisions de l'OPANO ont été recueillies pour les unités 1 et 2 entre 1985 et 2015 afin de définir les périodes où la sélectivité des engins de pêche aux sébastes était semblable (annexe D). En premier lieu, une analyse des composantes principales a été effectuée pour chacune des quatre matrices décrivant les caractéristiques de la pêche (engin, navire, mois et division). Les deux premières composantes principales, qui expliquent entre 89 % et 99 % de la variation au sein des matrices, ont été extraites et conservées. Ainsi, chaque matrice représentait le même nombre de variables, sachant que les analyses par grappes sont sensibles au nombre de variables incluses (Legendre et Legendre 2012). Ensuite, les huit composantes principales ainsi obtenues ont été utilisées dans une méthode de partitionnement en k-moyennes. Cette méthode consiste à créer, de façon itérative, des groupes visant à partitionner les *n* observations en *k* grappes, où chaque observation appartient à la grappe dont la moyenne est la plus proche. Le critère SSI a été minimisé, et le partitionnement qui semblait le plus approprié était une division en 2 ou 3 périodes. La séparation la plus importante a été appliquée entre 1993 et 1994, et la seconde entre 1989 et 1990. Les caractéristiques qui présentaient le plus grand contraste pour chaque période découlaient du fait qu'entre 1985 et 1989, le chalut de fond était l'engin le plus utilisé, avant

---

d'être remplacé par le chalut pélagique de 1990 à 1993. De 1994 jusqu'aux dernières années, le moratoire imposé dans l'unité 1 définit la dernière période historique, où les débarquements ont diminué de façon marquée. Cette analyse a été effectuée chez des espèces du genre *Sebastes* en se penchant sur différentes façons de répartir le total de débarquements commerciaux par espèce. Dans tous les cas, des résultats similaires ont été obtenus.

Les figures D.1 et D.2 présentent les résultats de l'analyse par grappes selon respectivement deux et trois groupes. Les diagrammes de quartiles illustrent la variance des principales composantes qui représentent les caractéristiques de la pêche, à savoir les débarquements selon les types d'engins, les types de navires, le mois et la division pour chaque période. La valeur minimale, la valeur des quartiles inférieur, médian et supérieur, ainsi que la valeur maximale et les valeurs aberrantes  $y$  sont indiquées. Pour une caractéristique donnée, le non-chevauchement des diagrammes de quartiles indique qu'elle est différente d'une période à l'autre. Les principales composantes sont une variable composite qui comprime la variabilité présente dans les données, ce qui signifie que, par exemple, une valeur élevée de la « composante principale de la taille » ne correspond pas nécessairement à une grande taille de navire. L'examen des quartiles permet de constater que toutes les périodes diffèrent les unes des autres pour toutes les caractéristiques des débarquements : engin, taille de navire, mois et division.

La sélectivité des engins selon la taille des poissons a été estimée pour chacune des périodes. Pour ce faire, les observateurs en mer ont mesuré la fréquence des tailles lors de 7 489 événements de pêche dans les unités 1 et 2 entre 1978 et 2017. Cinq quantiles (Q10, Q25, Q50, Q75 et Q90) ont été calculés pour chaque événement de pêche afin de représenter la distribution de la fréquence des tailles chez les poissons capturés. On a été la moyenne des valeurs pour chaque engin de pêche, chaque unité et chaque année. Les proportions des débarquements ont aussi été calculées pour chaque engin de pêche, chaque unité et chaque année. Ces proportions ont été multipliées par leur quantile respectif (propre à l'engin, à l'unité et à l'année) afin de pondérer leur importance en fonction de leur contribution à la pêche. Ainsi, si, par exemple, la plupart des débarquements provenaient de l'unité 2 pour une année donnée, les quantiles estimés dans l'unité 1 allaient moins contribuer aux résultats. Enfin, la moyenne des quantiles pondérés a été établie pour la durée des différentes périodes qui avaient déjà été déterminées au moyen des  $k$ -moyennes (tableau D.9). Ici encore, la sélectivité de la pêche par période a été évaluée pour toutes les espèces du genre *Sebastes*, et selon différentes façons de répartir le nombre total des prises des débarquements par espèce.

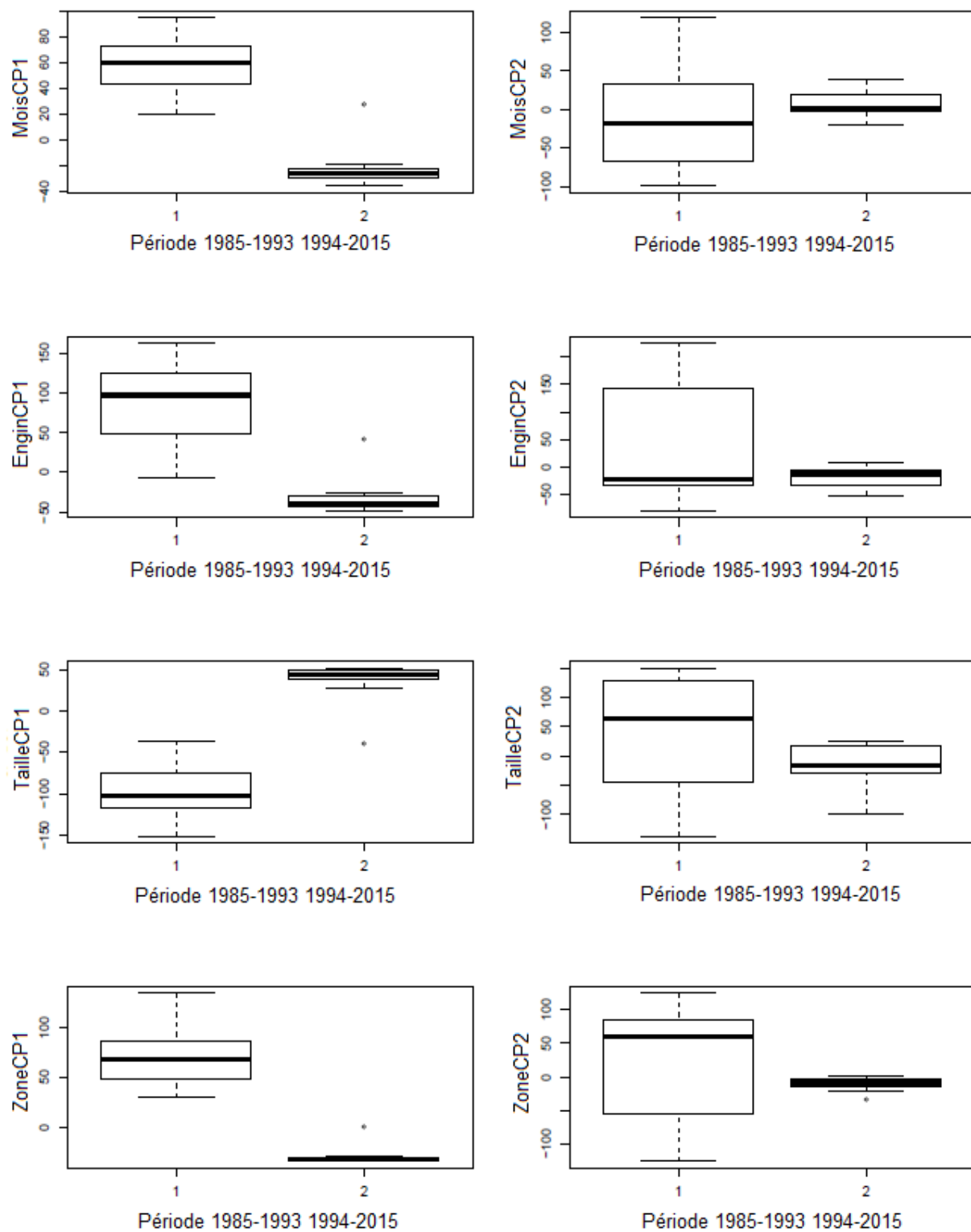


Figure D.1. Résultats de l'analyse par grappes selon deux groupes.



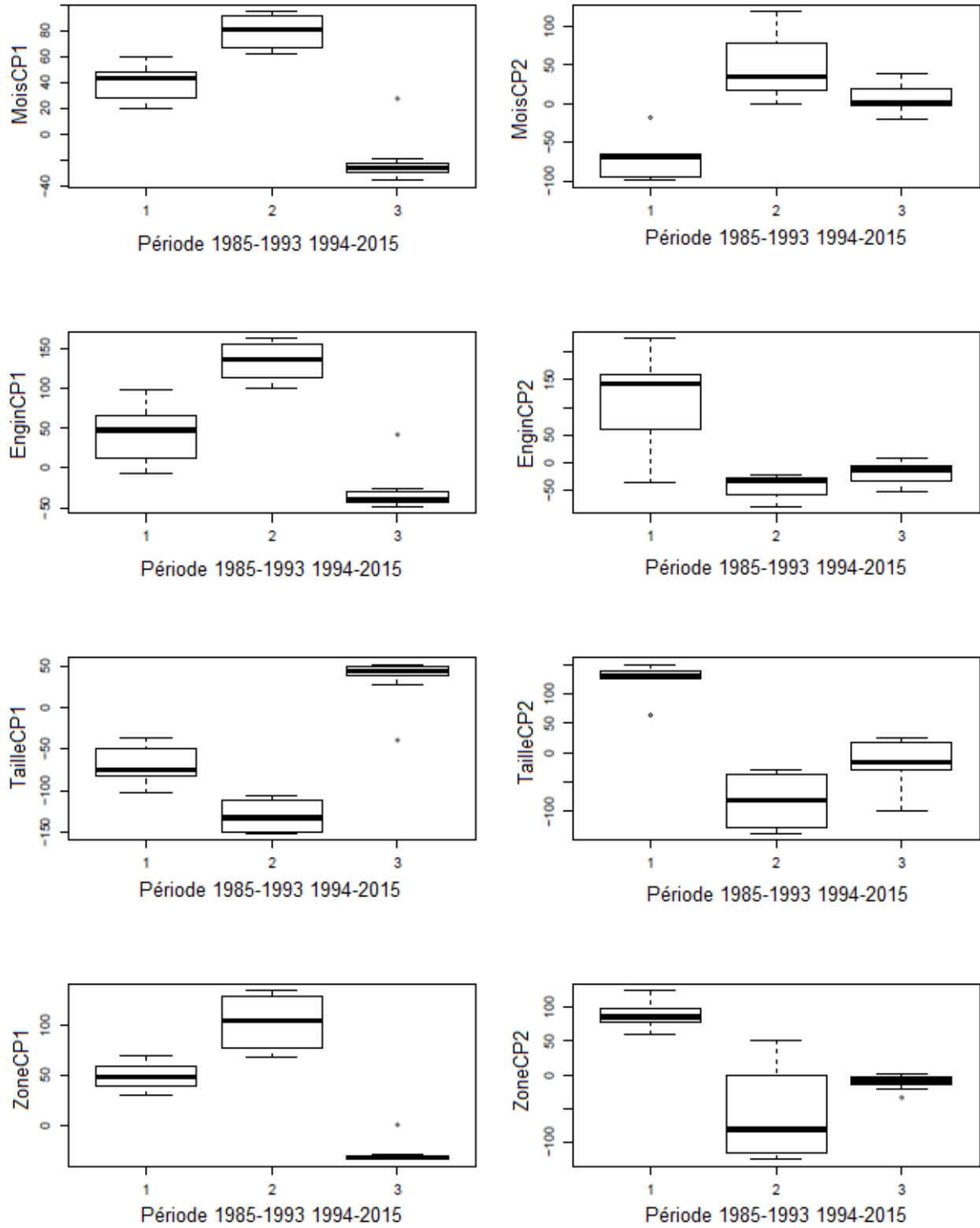


Figure D.2. Résultats de l'analyse par grappes selon trois groupes.

Tableau D.9. Sélectivité de la pêche par taille de poisson chez les espèces du genre *Sebastes*, décrite selon cinq quantiles (cm) pour chaque période déterminée au moyen de l'analyse par grappes (selon des scénarios à 2 ou 3 grappes).

	Scénarios à 2 grappes				
	Q10	Q25	Q50	Q75	Q90
Période 1985-1993	26,30	28,37	30,95	33,68	36,22
Période 1994-...	28,10	30,13	32,37	34,81	37,06

	Scénarios à 3 grappes				
	Q10	Q25	Q50	Q75	Q90
Période 1985-1989	25,75	28,34	31,40	34,24	36,73
Période 1990-1993	26,99	28,40	30,38	32,99	35,58
Période 1994-...	28,10	30,13	32,37	34,81	37,06

## MÉTHODES DE SIMULATION DES ÉCARTS ALÉATOIRES DU RECRUTEMENT FUTUR

Dans le cadre d'une ESG, il est pratique courante de simuler le recrutement futur de façon à conserver les attributs observés dans le cadre des estimations du recrutement historique obtenues à partir des ajustements des modèles opérationnels aux données historiques (Cox et Kronlund 2016; Szuwalski et Punt 2016). Il est également courant de simuler le recrutement à l'aide d'une relation stock-recrutement obtenue en ajustant le modèle opérationnel aux données et à un bootstrap non paramétrique ou paramétrique des écarts aléatoires du recrutement d'après la série chronologique estimée des écarts aléatoires historiques du recrutement (Cox et Kronlund 2016; Szuwalski et Punt 2016; Jones *et al.* 2016). Enfin, il est fréquent d'observer une autocorrélation positive dans les estimations des écarts aléatoires historiques du recrutement, et de reproduire cette tendance dans les simulations du recrutement futur en appliquant une fonction d'autocorrélation positive avec décalage de 1 dans un bootstrap paramétrique, ou d'effectuer un tirage de séquences des écarts aléatoires historiques du recrutement en appliquant un bootstrap non paramétrique conditionnel (Smith *et al.* 1993; Cox et Kronlund 2016).

Nous avons donc examiné les tendances temporelles des écarts aléatoires historiques estimés en ajustant les modèles opérationnels aux données de façon à déterminer les principaux attributs des écarts aléatoires historiques du recrutement, puis, selon les attributs observés des écarts aléatoires du recrutement estimés, nous avons formulé deux différentes méthodes pour simuler les futurs écarts aléatoires du recrutement. Le tableau D.10 présente les estimations de la force des cohortes de 1951 à 2016 obtenues en ajustant le modèle opérationnel de référence

---

aux données pour *S. mentella* et *S. fasciatus*. Notre caractérisation des attributs s'est concentrée sur le recrutement historique à l'âge 0 pour les années 1970 à 2013, c.-à-d. les années pour lesquelles on dispose de suffisamment de données pour estimer les écarts aléatoires du recrutement. Les écarts aléatoires du recrutement ont, en premier lieu, été estimés pour la cohorte de 1951. Toutefois, les premières forces de cohorte pouvant être estimées d'après les données se situeraient autour de 1970. Les données sur la composition en longueur d'après le relevé au chalut indépendant de la pêche dans l'unité 1 commencent en 1984. Les estimations des écarts aléatoires du recrutement pour *S. mentella* et *S. fasciatus* montrent des écarts accrus par rapport à leur moyenne antérieure à partir de 1970, ce qui indique que les données sur la composition en longueur fournissent de l'information sur les forces des cohortes d'aujourd'hui aux années 1970. En outre, la sélectivité du relevé au chalut vise des poissons ayant une probabilité de 50 % ou plus d'être capturés à l'âge 2, et ce, jusqu'à aujourd'hui (2017). Ainsi, la dernière cohorte dont la force pourrait être estimée serait celle de 2013, puisqu'il faut au moins deux ans de données sur la composition des prises pour estimer la force d'une cohorte (p. ex. Cox et Kronlund 2016).

La série chronologique du recrutement estimé pour chacune des deux espèces semble être très structurée (figure 1). Tout d'abord, on observe, dans la série chronologique de chaque espèce, quelques brèves périodes de grands et d'exceptionnellement grands écarts aléatoires du recrutement (c.-à-d. des multiplicateurs supérieurs à environ 5). Il s'agit notamment des années 1972-1973, 1980-1981 et 2011-2013. De telles tendances suggèrent que, chez les deux espèces, les conditions favorables à une survie inhabituellement élevée des juvéniles surviennent peu fréquemment et durent peu d'années. La corrélation des écarts aléatoires entre les deux espèces était assez élevée, à 0,74 (valeur  $p = 0,001$ ), ce qui appuie également la notion selon laquelle les conditions écologiques favorables à un bon recrutement sont semblables pour les deux espèces et simultanées dans les unités 1 et 2. L'autocorrélation des écarts aléatoires du recrutement au décalage 1 était positive à 0,32 (valeur  $p = 0,03$ ) pour *S. mentella* et à 0,48 (valeur  $p = 0,001$ ) pour *S. fasciatus* pour 1970-2013. En excluant les trois dernières années ayant affiché un écart aléatoire du recrutement extrêmement élevé, soit 2011-2013, l'autocorrélation a augmenté à 0,66 (valeur  $p = 0,001$ ) pour *S. mentella*, mais est demeurée presque la même à 0,45 (valeur  $p = 0,001$ ) pour *S. fasciatus*. Cela suggère que, pour la plus grande partie de la série chronologique sur 44 ans, l'autocorrélation au décalage 1 est positive et relativement élevée pour les deux espèces. Des séquences de grands écarts aléatoires du recrutement positifs (multiplicateurs d'environ 5 et plus) ont aussi été observées chez les deux espèces, pas moins de huit ans après la cohorte forte précédente. On ne comptait pas plus de quatre grands écarts aléatoires du recrutement pour toute séquence de 40 ans. De plus, aucune séquence de trois (3) années n'a affiché plus de trois grands écarts aléatoires du recrutement (c.-à-d. deux grands écarts aléatoires consécutifs pour *S. mentella* en 1980 et 1981, et trois pour *S. fasciatus* de 2011 à 2013).

Comme les séquences de grands écarts aléatoires ont été considérablement espacées et que des écarts exceptionnellement grands du recrutement se sont produits à une fréquence relativement faible, le stock n'a pas été en mesure de se multiplier au point d'atteindre des abondances très élevées. Par exemple, la BSR maximale estimée était de 800 kt pour *S. fasciatus* et de 1 200 kt pour *S. mentella*. Nous avons constaté que si l'on simulait au moins deux séquences de grands écarts aléatoires pour se produire sur une courte séquence d'années, p. ex. au cours d'un plus petit nombre d'années consécutives que ce qui a pu être observé précédemment, la biomasse s'accumulerait sur quelques décennies pour atteindre un niveau élevé irréaliste (p. ex. une biomasse du stock reproducteur de plus de 20 millions de tonnes). Ces attributs ont été pris en compte dans la formulation d'un bootstrap non paramétrique conditionnel et d'un bootstrap paramétrique conditionnel.

---

## Méthode 1 : Bootstrap non paramétrique conditionnel

Cette approche visait à simuler de futurs écarts aléatoires du recrutement ayant des attributs statistiques similaires à ceux estimés pour les années 1970 à 2013. Premièrement, ce qui constitue une grande cohorte a été défini en utilisant le cinquième plus grand écart aléatoire estimé (c.-à-d. en 1980 pour *S. mentella* et en 2013 pour *S. fasciatus*). Pour les deux espèces, les six principaux attributs observés que cette approche visait à reproduire étaient les suivants :

- 1) une forte corrélation dans les écarts aléatoires du recrutement existe entre les deux espèces, p. ex. lorsqu'un événement de recrutement élevé se produit chez une espèce, il est également probable qu'il se produise chez l'autre espèce, et vice versa;
- 2) une forte autocorrélation entre les écarts aléatoires du recrutement se produit, chez les deux espèces, à un décalage d'un an;
- 3) les séquences d'événements de grand recrutement ne peuvent durer plus de trois années consécutives, et si elles durent trois années, deux années de grand recrutement peuvent être entrecoupées par une année de faible recrutement;
- 4) les conditions d'un recrutement exceptionnel (pour une période maximale de trois ans) ne peuvent se produire plus de deux fois en 40 ans (p. ex. comme cela a été observé pour 1980-1981 et 2011-2013);
- 5) une période de 40 ans peut donner lieu à un maximum de quatre grandes cohortes (ce qui comprend des grandes cohortes et des cohortes exceptionnellement grandes);
- 6) les conditions d'un événement de grand recrutement (qui peuvent durer d'une à trois années) peuvent se produire au plus tôt 8 ans après l'événement de grand recrutement précédent.

On a déterminé que le bootstrap non paramétrique conditionnel était la méthode de Monte-Carlo qui intégrerait le plus facilement les six attributs énumérés ci-dessus. Pour générer un nombre suffisamment grand de tirages uniques, un bootstrap non paramétrique nécessite un grand nombre de séquences de répliques potentielles, ainsi qu'une longueur de séquence relativement courte. Notre séquence d'écarts aléatoires de 1970 à 2013 comptait seulement 44 écarts aléatoires du recrutement. En fixant la taille des segments à 5 ans, nous avons obtenu 39 choix de segments uniques. Bien qu'une taille du segment de 5 ans soit arbitraire, elle permet néanmoins une représentation de l'autocorrélation au décalage de 1, et le tirage de séquences pouvant aller jusqu'à trois grands événements de recrutement. Les étapes suivantes ont été appliquées pour la mise en œuvre des six attributs ci-dessus :

Étape 1. Pour les cinq premières années de 2018 à 2022, une série chronologique de cinq années renfermant, pour les deux espèces, des écarts aléatoires du recrutement qui ne sont pas de grande ampleur, est choisie au hasard et avec remise provenant des séquences estimées des écarts aléatoires pour 1970-2013 (suivant la condition de l'attribut 6).

Étape 2. Pour les cinq années suivantes, une série chronologique de cinq années d'écarts aléatoires du recrutement consécutifs pour les deux espèces est choisie au hasard et avec remise (ces séquences peuvent inclure ou non de grands (ou exceptionnellement grands) écarts aléatoires).

Étape 3. L'étape 2 est répétée six fois de plus selon différentes séquences choisies au hasard.

Étape 4. Les huit séquences des étapes 1 à 3 sont combinées pour créer une seule série chronologique de 40 ans.

---

Étape 5. Les étapes 1 à 4 sont répétées 10 000 fois, puis une seule de ces séries chronologiques, devant respecter les attributs 3 à 6 ci-dessus, est sélectionnée aux fins des extrapolations du modèle opérationnel.

## Méthode 2 : Bootstrap paramétrique conditionnel

On a supposé que les futurs écarts aléatoires du recrutement avaient, chez les deux espèces, les propriétés suivantes :

### 1) *S. mentella*

- Écart-type des écarts aléatoires du recrutement ( $\sigma_R(Sm)$ ) 1,56
- Coefficient d'autocorrélation au décalage de 1 an = 0,32

### 2) *S. fasciatus*

- Écart-type des écarts aléatoires du recrutement ( $\sigma_R(Sf)$ ) 1,06
- Coefficient d'autocorrélation au décalage de 1 an = 0,48

### 3) Corrélation entre le recrutement de *S. mentella* et de *S. fasciatus* = 0,74

Les étapes suivantes ont été appliquées pour tenter d'obtenir les trois ensembles de propriétés ci-dessus :

Étape 1. Pour *S. fasciatus* (*Sf*), une simulation selon une distribution normale ayant une moyenne de zéro, un écart-type de 1,06, et utilisant une fonction d'autocorrélation décalée d'un an avec un coefficient d'autocorrélation ( $\rho(Sf)$ ) de 0,5 (arrondi par rapport à 0,48), permet de générer une série chronologique de 40 écarts aléatoires du recrutement ( $e(y)$ ), c'est-à-dire pour les années 2018-2057 :

$$e(Sf, y) = \rho(Sf) * e(Sf, y-1) + \text{rannorm} * \sigma_R(Sf) * \text{Sqr}(1 - \rho(Sf) * \rho(Sf))$$

où *rannorm* est un écart normal aléatoire avec une moyenne de zéro et un écart-type de 1.

Étape 2. Selon une distribution normale avec une moyenne de zéro et un écart-type de 1,56, un coefficient de corrélation entre les espèces de 0,74 et les séries chronologiques du recrutement générées pour *S. fasciatus* dans le cadre de l'étape 1, on génère une série chronologique de quarante écarts aléatoires du recrutement de 2018 à 2057 pour *S. mentella*, c'est-à-dire pour les années 2018-2057 :

$$e(Sm, y) = \text{Sqr}(0.5) * (\text{corfm} * \sigma_R(Sm) / \sigma_R(Sf) * e(Sf, y) + \text{rannorm} * \sigma_R(Sm) * \text{Sqr}(1 - \text{corfm} * \text{corfm})) \\ + \text{Sqr}(0.5) * (\rho(Sm) * e(Sm, y - 1) + \text{rannorm} * \sigma_R(Sm) * \text{Sqr}(1 - \rho(Sm) * \rho(Sm)))$$

Il est à noter que lors de notre application de la procédure ci-dessus, le paramètre *corfm* a dû être ajusté à 1 et le paramètre  $\rho(Sm)$  à 0,11 afin d'obtenir les écarts d'erreur pour *S. mentella* selon un écart-type d'environ 1,56, une corrélation entre *S. mentella* et *S. fasciatus* selon des écarts d'erreur d'environ 0,74, et un coefficient d'autocorrélation d'environ 0,32.

Étape 3. Les étapes 1 et 2 indiquées ci-dessus sont répétées 10 000 fois.

Tableau D.10. Estimations de la force des cohortes obtenues pour *S. mentella* et *S. fasciatus* dans les unités 1 et 2 en ajustant le modèle opérationnel de référence aux données.

Année	<i>S. mentella</i>	<i>S. fasciatus</i>	Année	<i>S. mentella</i>	<i>S. fasciatus</i>	Année	<i>S. mentella</i>	<i>S. fasciatus</i>
1951	1,0	1,1	1973	1,6	1,3	1995	0,4	0,3
1952	1,0	1,1	1974	1,2	1,0	1996	1,1	1,4
1953	1,0	1,1	1975	1,0	0,9	1997	0,4	0,3
1954	1,0	1,2	1976	1,1	0,9	1998	0,7	0,8
1955	2,1	3,2	1977	1,4	1,0	1999	0,7	1,9
1956	1,0	1,2	1978	1,7	1,1	2000	0,6	0,5
1957	2,1	3,3	1979	1,8	1,6	2001	0,4	0,6
1958	1,0	1,2	1980	4,8	2,6	2002	0,5	1,5
1959	1,0	1,2	1981	12,1	5,7	2003	0,4	1,5
1960	1,0	1,2	1982	1,2	1,1	2004	0,4	1,6
1961	1,0	1,2	1983	0,5	0,4	2005	0,4	1,7
1962	1,0	1,2	1984	0,7	0,5	2006	0,5	0,6
1963	1,0	1,1	1985	0,7	0,6	2007	0,3	3,1
1964	1,0	1,1	1986	0,8	0,4	2008	0,3	0,7
1965	1,0	1,1	1987	0,5	0,2	2009	0,8	0,7
1966	1,0	1,1	1988	0,3	0,2	2010	0,8	0,6
1967	1,0	1,1	1989	0,3	0,2	2011	589,9	25,1
1968	1,1	1,1	1990	0,3	0,2	2012	1,2	9,7
1969	1,1	1,2	1991	0,2	0,2	2013	46,5	6,2
1970	1,2	1,3	1992	0,2	0,1	2014	1,0	0,6
1971	1,3	1,4	1993	0,4	0,3	2015	1,0	0,6
1972	6,3	1,5	1994	0,7	0,6	2016	1,0	1,0

---

## ANNEXE E : MÉTHODOLOGIE D'ÉLABORATION D'UN A PRIORI POUR LES ÉCARTS ALÉATOIRES DU RECRUTEMENT DES COHORTES FORTES

### INTRODUCTION

Certains éléments probants indiquent que les stocks de sébaste du golfe du Saint-Laurent ont produit des cohortes de grande taille lors de diverses périodes historiques antérieures aux années pour lesquelles des données de relevé et de pêche sont disponibles (tableau E.1). Pour tenir compte de ces grands écarts aléatoires du recrutement dans le cadre de l'étude actuelle, nous avons effectué une méta-analyse fondée sur une méthode bayésienne empirique. Cette analyse a quantifié les écarts aléatoires du recrutement observés chez les populations des espèces du genre *Sebastes* à l'extérieur de la zone d'étude actuelle, et ces résultats ont servi à générer une valeur *a priori* de l'écart moyen aux fins de cette analyse pour les années où l'on avait déterminé que les données reflétaient la présence de grandes cohortes.

### MÉTHODES

La méta-analyse bayésienne empirique des données stock-recrutement chez les espèces du genre *Sebastes* a utilisé les données compilées au moyen d'une analyse documentaire et à partir de la base de données d'évaluation des stocks RAM à la mémoire de Ransom Myers (Ricard *et al.* 2013). Un total de 19 stocks tirés des données disponibles ont ainsi été inclus dans cette analyse (tableau E.2). Les 18 autres ensembles de données disponibles ont été exclus en raison de données manquantes sur les géniteurs ou les recrues, de la présence de discontinuités abruptes dans les séries chronologiques ou de la présence de valeurs constantes (c.-à-d. indiquant un échec de l'estimation). Les données ont été utilisées tant pour les stocks du genre *Sebastes* du Pacifique et de l'Atlantique, la majorité des données (17 des 19 stocks) provenaient de stocks du Pacifique. Des données étaient seulement disponibles pour deux (2) stocks de sébaste de la côte Atlantique. La durée moyenne des séries chronologiques utilisées était de 31,5 années.

Les calculs des écarts aléatoires du recrutement ont été évalués comme suit. De premières estimations du recrutement prévu dans le temps pour chaque stock ont été déterminées en évaluant l'ajustement des données à la relation stock-recrutement de Beverton-Holt (équation 1) (Walters et Martell 2004). La forme de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt pour la population *i* est la suivante :

$$1) \quad R_{i,t+1} = \frac{\alpha_1 E_{i,t}}{1 + \beta_1 E_{i,t}} e^{\sigma_t}$$

où  $\alpha$  décrit la pente de la fonction près du point d'origine (c.-à-d. le taux de survie maximal des recrues),  $\beta$  représente le paramètre de normalisation de la fonction stock-recrutement,  $E_{i,t}$  représente l'indice de la biomasse du stock reproducteur (BSR),  $R_{i,t+1}$  représente le nombre prévu de recrues, et  $e_{i,t}$  représente les erreurs de traitement selon une distribution normale. L'estimation des paramètres pour la relation stock-recrutement de Beverton-Holt a été effectuée au moyen du complément Solver dans Excel (Microsoft Corporation 2010). La fonction objective était une log-vraisemblance négative.

Après avoir ainsi déterminé une série chronologique du recrutement prévu, nous avons déterminé l'ampleur de l'écart aléatoire du recrutement en calculant un multiplicateur de recrutement ( $mR_t$ ) par année *t* selon l'équation suivante (en excluant l'indicateur de stock *i*) :

$$2) \quad mR = e^{E_t t}$$

où  $e_t$  représente l'écart aléatoire du recrutement pour l'année *t*.

---

Un multiplicateur de recrutement ( $mR$ ) pour chaque série chronologique a ensuite été comparé à un écart seuil arbitrairement établi à 5, ou à des valeurs d'au moins 1,609 dans le logarithme naturel. La moyenne de chaque série chronologique de  $mR$  a ensuite été calculée par stock, puis on a calculé la moyenne globale et l'écart-type de  $mR$  (ultérieurement convertis en précision) à l'échelle de l'ensemble des populations. Ces valeurs ont ensuite été utilisées comme *a priori* positif informatif et non négatif pour les écarts aléatoires du recrutement dans le modèle opérationnel afin de représenter les années qui ont donné lieu à de grandes cohortes.

## RÉSULTATS

Les ajustements à la relation stock-recrutement de Beverton-Holt pour chaque stock sont illustrés à la figure 1, avec des estimations des paramètres de l'équation de Beverton-Holt ( $\alpha$  et  $\beta$ ) pour chaque stock, et l'écart-type dans le logarithme naturel des écarts aléatoires ( $\sigma_r$ ) est illustré au tableau E.3. Parmi les dix stocks étudiés, on a constaté un total de dix importants écarts aléatoires du recrutement. Le nombre d'années des grands écarts aléatoires du recrutement variait d'une à cinq années selon le stock, et le nombre moyen de grands écarts aléatoires du recrutement s'établissait à 2,4. Le plus important écart de recrutement moyen (3,33) a été observé chez un stock de *S. flavidus* de la côte Pacifique nord.

À l'échelle des différentes populations, la valeur moyenne des grands écarts aléatoires du recrutement était de 2,07 avec un écart-type de 0,56. La valeur moyenne de l'écart-type dans le logarithme naturel des multiplicateurs de recrutement était de 0,84, avec un écart-type de 0,46. Ainsi, la valeur *a priori* moyenne d'un écart de recrutement important a été établie à 2,07. L'écart-type *a priori* pour les écarts aléatoires du recrutement a aussi été arrondi à 1,0, afin de tenir compte d'une plus grande incertitude en raison de la faible représentation du sébaste dans les ensembles de données sur le recrutement chez les espèces du genre *Sebastes* inclus dans la méta-analyse.

## RÉFÉRENCES

Microsoft Corporation (2010). Microsoft Excel pour Mac 2011. Version 14.7.7.

Ricard, D., Minto, C., Jensen, O.P. et Baum, J.K. (2013). *Evaluating the knowledge base and status of commercially operated marine species with the RAM Legacy Stock Assessment Database*. Fish and Fisheries, 4: DOI : [10.1111/j.1467-2979.2011.00435.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00435.x)



Tableau E.1. Détermination des années ayant donné lieu à de fortes cohortes de sébaste dans les unités 1 et 2, d'après les relevés au chalut et la littérature scientifique.

Source	Qualité	Force de la classe d'âge	Années disponibles	Classes d'âge fortes	Remarques	Référence
Relevé hivernal – navire Gadus Atlantica	Élevée	Oui, mais pas par espèce	1978-1994	1974, 1980, 1985, 1988	Biais lié aux conditions de glace dans les dernières années	Dépôt de données des relevés du MPO, Région du Québec
Relevé estival – navire Lady Hammond	Élevée	Oui	1984-1990	1974, 1980, 1985, 1988	Chalut Western IIA	Dépôt de données des relevés du MPO, Région du Québec
Relevé estival – navire Alfred Needler	Élevée	Oui	1990-2005	1980, 1985, 1988, 2003	Chalut URI	Dépôt de données des relevés du MPO, Région du Québec
Relevé estival – navire Teleost	Élevée	Oui	2004-2017	2003, 2011, 2012, 2013	Chalut à crevettes Campelen	Dépôt de données des relevés du MPO, Région du Québec
Relevé de pêches Sentinelles à engins mobiles	Élevée	Oui	1995-2017	2003, 2011, 2012, 2013	Chalut Engels	Dépôt de données des relevés du MPO, Région du Québec
Publications	Élevée	Non	1974-2013	1974, 1980, 1985, 1988, 2003	Confirmation génétique des espèces	Valentin <i>et al.</i> 2015
Publications	Moyenne	Non	1945-1960	1956, 1958	Mention de bonnes classes d'année et dans des rapports scientifiques	Document du CSCPCA 1984

Tableau E.2. Description des ensembles de données sur la relation stock-recrutement pour les espèces du genre *Sebastes* aux fins de l'analyse.

Nom scientifique	Région	Code de la région	Organisme ayant recueilli les données	Durée de la série chronologique (années)	Période de la série chronologique (années)	Source
<i>S. variabilis</i>	Golfe de l'Alaska	GoA	Alaska Fisheries Science Center	23	1977-1999	1
<i>S. aleutianus</i>	Est de la mer de Bering et îles Aléoutiennes	EBSAI	Alaska Fisheries Science Center	23	1977-1999	1
<i>S. alutus</i>	Golfe de l'Alaska	GoA	Alaska Fisheries Science Center	31	1977-2007	1
<i>S. alutus</i>	Est de la mer de Bering et îles Aléoutiennes	EBSAI	Alaska Fisheries Science Center	22	1977-1998	1
<i>S. alutus</i>	Côte du Pacifique Est	EPC	Northeast Fisheries Science Center	34	1956-1989	1
<i>S. ruberrimus</i>	Côte du Pacifique Est	EPC	Northeast Fisheries Science Center	33	1923-1955	1
<i>S. carnatus</i>	Côte du Pacifique Sud-Est	SEPC	Southwest Fisheries Science Center	36	1965-2000	1
<i>S. crameri</i>	Côte du Pacifique Est	EPC	Northeast Fisheries Science Center	35	1928-1962	1
<i>S. fasciatus</i>	Golfe du Maine/banc Georges	GoM	Northeast Fisheries Science Center	27	1981-2007	1
<i>S. flavidus</i>	Côte du Pacifique Nord-Est	NEPC	Northeast Fisheries Science Center	36	1967-2002	1
<i>S. goodei</i>	Côte du Pacifique Sud-Est	SEPC	Northeast Fisheries Science Center	35	1892-1928	1

Tableau E.2 (suite). Description des ensembles de données sur la relation stock-recrutement pour les espèces du genre *Sebastes* aux fins de l'analyse.

Nom scientifique	Région	Code de la région	Organisme ayant recueilli les données	Durée de la série chronologique (années)	Période de la série chronologique (années)	Source
<i>S. jordani</i>	Côte du Pacifique Est	EPC	Southwest Fisheries Science Center	22	1964-1985	1
<i>S. levis</i>	Sud de la Californie	SCAL	Northeast Fisheries Science Center	36	1900-1935	1
<i>S. melanostomus</i>	Côte du Pacifique Est	EPC	Northeast Fisheries Science Center	36	1950-1985	1
<i>S. mystinus</i>	Californie	CAL	Northeast Fisheries Science Center	36	1916-1951	1
<i>S. paucispinis</i>	Côte du Pacifique Sud-Est	SEPC	Northeast Fisheries Science Center	56	1951-2006	1
<i>S. polyspinis</i>	Golfe de l'Alaska	GoA	Alaska Fisheries Science Center	45	1961-2005	1
<i>S. polyspinis</i>	Est de la mer de Bering et îles Aléoutiennes	EBSAI	Alaska Fisheries Science Center	22	1977-1998	1
<i>S. mentella</i>	Mer d'Irminger et zones adjacentes	ISAA	Conseil international pour l'exploration de la mer	12	1990-2001	2

1. Ricard, D., Minto, C., Jensen, O.P. et Baum, J.K. (2013). *Evaluating the knowledge base and status of commercially operated marine species with the RAM Legacy Stock Assessment Database*. Fish and Fisheries, 4: DOI : [10.1111/j.1467-2979.2011.00435.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00435.x)

2. CIEM (2017). *Report of the North Western Working Group (NWWG), 27 April – 4 May 2017, Copenhagen, Denmark*. ICES CM 2017/ACOM:08. 642 p.

Tableau E.3. Estimations de  $\alpha$ ,  $\beta$  et  $\sigma_r$  pour chaque stock

Nom scientifique	Région	Alpha	Bêta	$\sigma_r$
<i>S. variabilis</i>	GoA	0,68	$5,42 \times 10^{-5}$	1,05
<i>S. aleutianus</i>	EBSAI	$5,27 \times 10^5$	586,72	0,62
<i>S. alutus</i>	GoA	5,09	$8,40 \times 10^{-5}$	0,48
<i>S. alutus</i>	EBSAI	$3,73 \times 10^{10}$	$5,8 \times 10^{-5}$	0,55
<i>S. alutus</i>	EPC	$8,18 \times 10^9$	$4,05 \times 10^{-5}$	2,00
<i>S. ruberrimus</i>	EPC	7,10	0,00	0,62
<i>S. carnatus</i>	SEPC	813,14	$4,96 \times 10^{-3}$	0,28
<i>S. crameri</i>	EPC	1,77	$1,11 \times 10^{-3}$	0,54
<i>S. fasciatus</i>	GoM	$2,00 \times 10^8$	6729,98	1,15
<i>S. flavidus</i>	NEPC	$4,09 \times 10^{-3}$	0,00	0,76
<i>S. goodei</i>	SEPC	$1,29 \times 10^8$	5684,36	3,35
<i>S. jordani</i>	EPC	66,00	$1,45 \times 10^{-4}$	1,09
<i>S. levis</i>	SCAL	27,13	$1,22 \times 10^{-3}$	0,98
<i>S. melanostomus</i>	EPC	3,14	$1,08 \times 10^{-5}$	0,86
<i>S. mystinus</i>	CAL	$2,80 \times 10^7$	4762,43	0,33
<i>S. paucispinis</i>	SEPC	0,29	$1,54 \times 10^{-4}$	0,82
<i>S. polypsinis</i>	GoA	$1,49 \times 10^4$	1,10	0,6
<i>S. polypsinis</i>	EBSAI	2,00	$6,00 \times 10^{-5}$	0,63
<i>S. mentella</i>	ISAA	6,48	$6,47 \times 10^{-2}$	0,13

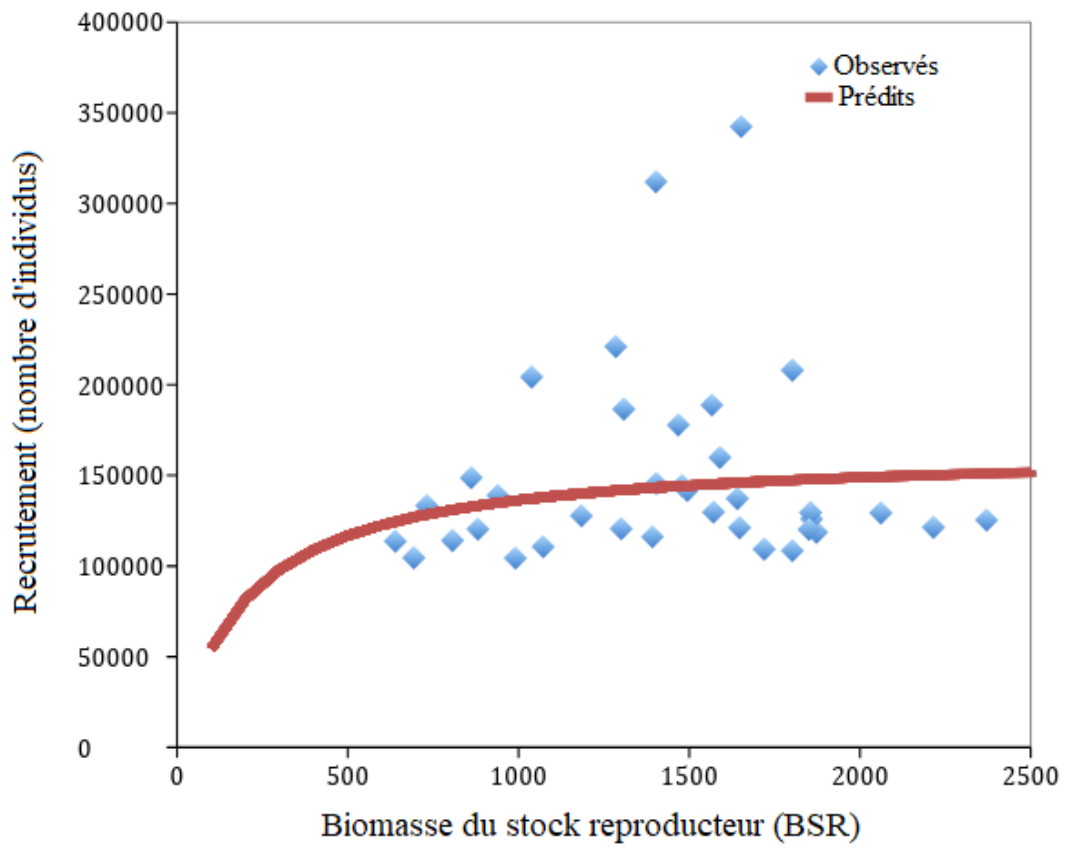


Figure E.1. Ajustements aux ensembles de données sur la relation stock-recrutement obtenus pour 19 stocks d'espèces du genre *Sebastes*, selon les suppositions dérivées de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt (ligne rouge).

## ANNEXE F : OBJECTIFS ET PARAMÈTRES DE RENDEMENT

Tableau F.1 Objectifs proposés aux fins de l'ESG, appariés aux paramètres de rendement correspondants, avec mention des critères de réussite.

	<b>Objectifs de conservation du stock proposés</b>
1	Augmenter la biomasse du stock reproducteur (BSR) de <i>S. mentella</i> et <i>S. fasciatus</i> au-dessus du point de référence limite (PRL) et dans la zone saine d'ici 10 ans (probabilité de 95 %).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	<p>1a : Proportion de simulations où la BSR de chaque espèce dépasse le PRL d'ici 10 ans. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 95 % ou plus</p> <p>1b : Proportion de simulations où la BSR de chaque espèce dépasse le PRS d'ici 10 ans. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 95 % ou plus</p>
2	Une fois la zone saine atteinte, maintenir la BSR de chaque espèce ( <i>S. mentella</i> et <i>S. fasciatus</i> ) au-dessus de la zone critique (probabilité de 95 %) et à l'intérieur de la zone saine (probabilité de 75 %).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	<p>2a : Proportion d'années où la BSR de chaque espèce se situe au-dessus du PRL après 10 ans. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 95 % ou plus</p> <p>2b : Proportion d'années où la BSR de chaque espèce se situe au-dessus du PRS après 10 ans. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 75 % ou plus</p>
3	Maintenir le taux d'exploitation $U$ de <i>S. mentella</i> et de <i>S. fasciatus</i> sous la valeur de $U_{PME}$ (probabilité de 50 %).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	<p>3 : Proportion des années où le ratio de <math>U:U_{PME}</math> par espèce est supérieur à 1. CRITÈRES DE RÉUSSITE : 50 % ou plus</p>

	<b>Objectifs de pêche proposés</b>
4	Maximiser le nombre d'années où les poissons < 22 cm représentent moins de 15 % des prises (évitant de déclencher le protocole de petits poissons).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	4 : Nombre moyen d'années où les poissons < 22 cm représentent moins de 15 % des prises. a) 5 années; CRITÈRES DE RÉUSSITE : 85 % ou plus b) les 40 années; CRITÈRES DE RÉUSSITE : 85 % ou plus
5	Maximiser le nombre d'années où les poissons < 25 cm représentent moins de 15 % des prises.
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	5 : Nombre moyen d'années où les poissons < 25 cm représentent moins de 15 % des prises. a) 5 années; CRITÈRES DE RÉUSSITE : 85 % ou plus b) les 40 années; CRITÈRES DE RÉUSSITE : 85 % ou plus
6	Maximiser le nombre d'années affichant un nombre élevé de prises. CRITÈRES DE RÉUSSITE : N'établit pas l'échec ou la réussite, mais classe le rendement des procédures de gestion et des règles de contrôle des prises
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	6a : Prises annuelles moyennes en a) 10-20 ans; b) 10-40 ans. 6b : Proportion de simulations où la limite de prises atteint ou dépasse 40 000 tonnes d'ici 2028 (c.-à-d. après l'achèvement du recrutement prévu des grandes cohortes à la pêche). 6c : Nombre moyen d'années où la limite de prises est égale ou supérieure à 40 000 tonnes de 2028 à 2057. 6d : Proportion d'années où les débarquements sont supérieurs à l'année de référence 2017 [à noter que les prises tuées en 2016 s'élevaient à environ 4 040 tonnes selon un ratio de 1:1 pour les prises tuées par rapport aux prises conservées].
7	Maximiser les prises de poissons de grande taille (> 27 cm).

	<b>Objectifs de pêche proposés</b>
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	<p>7 : Proportion d'années où le pourcentage de poissons &gt; 27 cm est supérieur à 80 %.</p> <p>a) 5 années; CRITÈRES DE RÉUSSITE : 50 % ou plus</p> <p>b) les 40 années; CRITÈRES DE RÉUSSITE : 75 % ou plus</p>
8	Maintenir la stabilité de la pêche (des changements annuels au TAC correspondent à la capacité de l'industrie).
<b>Paramètres de rendement correspondants</b>	<p>8a : Pourcentage d'années où le TAC recommandé est inférieur de 15 % ou moins au TAC précédent.</p> <p>CRITÈRES DE RÉUSSITE : 75 % ou plus</p> <p>8b : Variation annuelle moyenne du TAC (en pourcentage) sur :</p> <p>a) 10 à 20 années; CRITÈRES DE RÉUSSITE : 15 % ou moins</p> <p>b) 10 à 40 années; CRITÈRES DE RÉUSSITE : 15 % ou moins</p>



---

## ANNEXE G : EXAMEN D'UNE HYPOTHÈSE RELATIVE À LA CONTRACTION DES AIRES DE RÉPARTITION DU SÉBASTE DES UNITÉS 1 ET 2

L'ESG des sébastes des unités 1 et 2 a tenu compte de trois principales hypothèses relatives aux indices d'abondance observés dans la zone de relevé d'après les relevés au chalut du MPO et du GEAC.

1. Chaque indice, pour chaque espèce, est directement proportionnel à l'abondance.
  - Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les variations relatives de l'indice représentent fidèlement les variations relatives réelles de l'abondance du stock.
2. Chaque indice peut être traité comme un indice d'abondance relative.
3. Chaque indice, lorsqu'il est utilisé seul, reflète fidèlement les variations relatives réelles de l'abondance du stock.
  - Par conséquent, l'indice d'abondance d'après le relevé au chalut de l'unité 1 peut être utilisé, pour les deux espèces de sébaste, comme indice d'abondance relative aux fins des procédures de gestion.

Pour les années où des données sur l'indice d'abondance sont disponibles dans les unités 1 et 2, on semble obtenir, pour les deux espèces et chacune des unités, des ajustements adéquats des modèles opérationnels aux indices d'abondance d'après les relevés au chalut, c.-à-d. que la biomasse prévue selon le modèle correspond aux tendances observées des indices pour chacune des deux espèces (figures 3 et 10). Toutefois, comme il a été mentionné précédemment, les estimations de la constante de proportionnalité pour les indices du relevé au chalut sont très élevées (c.-à-d. plus que 1.0) pour l'unité 1, et tout particulièrement pour l'unité 2, et ce, pour les deux espèces selon la plupart des modèles opérationnels (p. ex. pour l'indice du relevé au chalut de l'unité 2, la valeur de  $q$  était d'environ 1,7 pour *S. mentella* et 2,5 pour *S. fasciatus* [tableaux 4 et 5]).

Ces estimations élevées de  $q$  pour les indices d'abondance d'après le relevé au chalut de l'unité 2 pourraient être attribuables aux mécanismes décrits par l'une ou l'autre des deux hypothèses suivantes :

1. Sous-déclaration des prises : Il est possible que les prises aient été sous-déclarées, notamment en 1988-1994. Une importante sous-déclaration des prises lors de cette période où les indices d'abondance avaient chuté le plus fortement aurait pour effet de produire des estimations gonflées de  $q$  sous un modèle utilisant de telles sous-estimations des prises.
2. Contraction de l'aire de répartition : Lors d'une diminution de l'abondance du stock, l'abondance absolue des poissons diminue davantage dans l'unité 1 que dans l'unité 2. Un hyperépuiement (ou une hyperexpansion) de l'indice d'abondance pour l'unité 1 pourrait résulter d'un scénario où l'aire de répartition du stock dans l'unité 2 comprend les densités de poisson les plus élevées sous tous les différents niveaux d'abondance, entraînant un élargissement de cette zone pour chevaucher l'unité 1 au fur et à mesure de l'augmentation de l'abondance, suivi d'un retour graduel de l'unité 1 vers l'unité 2 lors d'un déclin subséquent du stock. En raison de l'absence de données provenant des relevés pour les années antérieures à 2000 dans l'unité 2, l'ampleur de l'épuisement de la biomasse du stock dans l'unité 2 avant 2000 demeure inconnue. En présence d'un degré élevé de contraction de l'aire de répartition, il est possible que la densité du stock de sébaste dans l'unité 2 demeure hyperstable, peu importe l'augmentation ou le déclin de l'abondance, même lorsque l'abondance apparente dans l'unité 1 semble afficher une augmentation ou une diminution marquée, en fonction d'une contraction ou d'une expansion de l'aire de répartition du stock.

Les résultats de plusieurs analyses différentes sont présentés ci-dessous. Dans le cadre d'un premier ensemble d'analyses, des modèles de dynamique des populations pour *S. fasciatus* et

*S. mentella* ont été ajustés aux indices d'abondance d'après les relevés au chalut des unités 1 et 2 en utilisant les registres de déclaration des prises de sébaste et des ratios hypothétiques entre la biomasse des prises tuées et des prises conservées. Pour permettre une analyse plus rapide et approfondie des données, un modèle à différences retardées semi-structuré selon l'âge par espace d'états a été ajusté aux indices d'abondance au moyen de feuilles de calcul Excel (Walters et Martell 2004; Yamanaka *et al.* 2018). Ce type de modèle d'évaluation des stocks emploie une relation stock-recrutement de Beverton-Holt afin de calculer des écarts aléatoires annuels qui permettent d'estimer la force de la cohorte et de produire les mêmes taux de croissance et de mortalité naturelle ainsi que le même âge médian à maturité que le modèle opérationnel de référence et les modèles de base. L'étude de Yamanaka *et al.* (2018) fournit une description détaillée de la méthode d'ajustement du modèle à différences retardées aux indices d'abondance, ainsi que des équations appliquées. Ce modèle a aussi appliqué la série chronologique des débarquements déclarés pour les deux espèces, le scénario du modèle de référence relatif au ratio entre les prises tuées et les prises conservées, et la valeur *a priori* du paramètre d'inclinaison de la pente selon la méthode de Beverton-Holt. Les modèles à différences retardées ont été ajustés à différentes configurations des indices de biomasse d'après les relevés au chalut des unités 1 et 2 afin d'examiner la sensibilité des tendances estimées de l'abondance à différentes interprétations des données. Dans les ajustements initiaux, un vague *a priori* avait été appliqué à la constante de proportionnalité des indices du relevés au chalut ( $q$ ) afin de permettre l'estimation sans contrainte de la valeur de  $q$ . Pour effectuer l'ajustement du modèle à différences retardées, des écarts-types fixes ont aussi été appliqués à la fonction de vraisemblance selon des valeurs semblables à celles appliquées sous le modèle opérationnel de référence.

Cinq versions différentes du modèle à différences retardées ont ainsi été mises à l'essai.

**1. Traiter les indices d'abondance comme des indices d'abondance relative, c.-à-d.  $I_{i,y} = q_i B_y$ ,** où  $I_{i,y}$  représente l'indice d'abondance prévu d'après le relevé au chalut  $i$ ,  $q_i$  représente la constante de proportionnalité pour l'indice d'abondance d'après le relevé au chalut  $i$ , et  $B_y$  représente la biomasse totale du stock vulnérable à la capture pour le relevé de l'année  $y$ . Le modèle à différences retardées a d'abord été ajusté aux données du relevé au chalut pour examiner la qualité de l'ajustement du modèle aux données selon l'hypothèse communément avancée selon laquelle les indices peuvent être traités purement comme des indices de l'abondance relative. Les prévisions du modèle relatives la biomasse d'après les relevés ont été rétroprojetées jusqu'en 1960 pour montrer les valeurs prévues des indices d'abondance par rapport à la biomasse du stock reproducteur (BSR), pour simuler ce qui se serait produit si le relevé au chalut de l'unité 2 avait été réalisé chaque année depuis 1960, durant des années où l'on a déterminé que l'abondance des stocks était beaucoup plus élevée. Cette rétroprojection de l'indice selon les prévisions du modèle permet d'évaluer la vraisemblance que les indices des relevés au chalut des unités 1 et 2 soient directement proportionnels à la taille totale du stock sous tous les niveaux d'abondance du stock. Les valeurs élevées des prévisions du modèle pour les indices d'abondance d'après le relevé au chalut de l'unité 2 (p. ex.  $q_2 * B_y > 2\,000\,000$  t), particulièrement dans les premières années de la pêche du sébaste où la taille du stock aurait pu être beaucoup plus élevée, mettraient en question la plausibilité de l'hypothèse selon laquelle les indices sont directement proportionnels à l'abondance.

**2. Tenir compte de l'hypothèse de sous-déclaration des prises.** Estimer un facteur de biais  $b$  dans la déclaration des prises de 1985 à 1994, soit la période où l'indice de biomasse de l'unité 1 a le plus diminué, c.-à-d., pour 1985 à 1994,

$$c_y = b * ckr_y * c_{y,rep}$$

où  $c_y$  représente la biomasse de prises tuées;  $ckr_y$  représente le ratio de la biomasse de prise tuée:conservées pour l'année  $y$  selon la supposition du modèle opérationnel de référence;  $b$  représente l'inverse du facteur d'ajustement moyen du biais dans la déclaration des prises, sous la forme d'un multiple de la valeur fixe de  $ckr_y$  utilisée par le modèle; et  $c_{y,rep}$  représente la biomasse du total des prises déclarées lors de l'année  $y$  pour l'espèce évaluée. Si le produit de  $b*ckr_y$  est excessivement élevé, ce qui suggérerait, par exemple, que les prises devraient être 10 fois plus nombreuses que ce qu'indiquaient les débarquements déclarés pour expliquer la baisse importante de l'indice de biomasse pour l'unité 1, il faudrait alors remettre en doute l'hypothèse selon laquelle la sous-déclaration des prises pourrait causer des estimations très élevées des valeurs de  $q$ .

**3. Estimer un coefficient de non-linéarité  $\beta$  pour l'indice du relevé au chalut de l'unité 1,** c.-à-d.  $I_{1,y} = q_1 B_y \beta$ , où  $\beta$  est le coefficient de non-linéarité pour l'indice de biomasse d'après le relevé au chalut de l'unité 1. Des estimations de  $\beta$  équivalant à 1 signifieraient que l'indice est directement proportionnel à l'abondance, tandis que des estimations de  $\beta$  supérieures à 1 prédiraient une diminution de l'indice à un taux plus élevé que celui de l'abondance réelle, ce qui correspondrait à l'hypothèse d'un hyperépuisement dans l'indice d'abondance d'après le relevé au chalut.

**4. Estimer un paramètre de contraction de l'aire de répartition ( $rc$ ) pour l'indice d'abondance d'après le relevé au chalut de l'unité 1.** Une représentation potentielle d'une valeur dynamique temporelle pour la constante de proportionnalité ( $q_y$ ) d'après le relevé au chalut de l'unité 1 dans le contexte d'une contraction de l'aire de répartition est calculée comme suit :

$$q_y = q_z / (rc + (1 - rc) * B_y / (fBz * B_0)) \text{ lorsque } B_y \text{ est inférieur à } fBz * B_0$$

et

$$q_y = q_z \text{ lorsque } B_y \text{ est supérieur ou égal à } fBz * B_0$$

où  $q_z$  représente la constante de proportionnalité pour les tailles de stock supérieures à  $fBz * B_0$ ;  $rc$  représente le facteur de contraction de l'aire de répartition;  $B_0$  représente la biomasse moyenne du stock non exploité vulnérable à la capture lors du relevé au chalut;  $fBz$  représente la fraction de la biomasse moyenne du stock non exploitée sous laquelle une contraction de l'aire de répartition est prévue; et  $B_y$  représente la biomasse de la population totale qui est potentiellement vulnérable à la capture lors du relevé au chalut. En ajustant le modèle à différences retardées aux données, les paramètres  $fBz$  ont été fixés à différentes valeurs d'essai, puis fixés arbitrairement à 0,5, ce qui implique que la contraction de l'aire de répartition se produit lorsque la taille du stock chute à moins de la moitié de la taille moyenne du stock non exploité. On a supposé que l'indice de biomasse pour l'unité 2 était un indice d'abondance purement relatif. On a supposé que l'indice de biomasse pour l'unité 1 était soumis à une contraction de l'aire de répartition, la valeur de  $q_y$  étant obtenue au moyen de l'équation dynamique présentée ci-dessus.

5. Additionner les indices des unités 1 et 2 pour chaque année pour lesquelles ces indices d'abondance sont disponibles.

En février 2018, lors d'une réunion préalable à l'examen par les pairs de l'ESG des sébastes des unités 1 et 2, il a été suggéré que pour régler le problème des estimations anormalement élevées de la constante de proportionnalité ( $q$ ) des indices des relevés au chalut de la zone de relevé des unités 1 et 2, il serait possible de formuler un indice combiné de la biomasse de cette zone de relevé à partir des ensembles de données des relevés au chalut des unités 1 et 2. L'idée étant que si les unités 1 et 2 englobent l'ensemble de l'aire de répartition du stock pour

---

les deux espèces, un indice combinant les données des relevés au chalut des unités 1 et 2 devrait éliminer les attributs d'une possible contraction (ou expansion) de l'aire de répartition à l'égard de l'indice de biomasse d'après le relevé au chalut de l'unité 1.

Les données des relevés au chalut des unités 1 et 2 pourraient être combinées à partir de l'an 2000, qui est l'année à partir de laquelle des indices des relevés au chalut sont disponibles pour les deux unités à la fois. L'indice de l'unité 1 demeurerait néanmoins un indice relatif distinct de l'abondance pour les huit (8) années après 2000 pour lesquelles un indice du relevé de l'unité 2 n'était pas disponible (environ une fois tous les deux ans). Une approximation de l'indice combiné serait la somme de l'indice de la biomasse de la zone de relevé pour les unités 1 et 2 pour chacune des années pour lesquelles les deux indices étaient disponibles. Les relevés au chalut du MPO dans l'unité 1 et du GEAC dans l'unité 2 semblent avoir utilisé des engins et des protocoles de relevé pratiquement identiques depuis 2000. Par exemple, pour l'an 2000,  $I_{1+2, 2000} \approx I_{1, 2000} + I_{2, 2000}$ . Ainsi, on pourrait s'attendre à ce que la valeur de l'indice combiné pour les deux unités de gestion soit plus élevée que les indices individuels dans les années où les deux indices sont disponibles, c.-à-d. que :

$$I_{1+2,y} = I_{1,y} + I_{2,y}$$

où  $I_{1+2,y}$  représente l'indice d'abondance combiné d'après les relevés au chalut résultant de la somme des valeurs de l'indice des unités 1 et 2 pour l'année  $y$ . Nous avons envisagé deux options pour ajuster le modèle à un indice de biomasse d'après les relevés au chalut pour les années 1984 à 1999, où seul l'indice des unités 1 était disponible. La première option consistait à ajuster le modèle à l'indice de l'unité 1 pour les années de 1984 à 2017 pour lesquelles l'indice de l'unité 2 n'était pas disponible, en traitant cet indice de l'unité 1 comme un indice d'abondance relative. Une deuxième option consistait à appliquer un indice de relevé au chalut combiné pour l'unité 1 et l'unité 2 pour 1984 à 1999 en ajoutant la moyenne de l'indice de l'unité 2 pour les années 2000 à 2016 à l'indice annuel observé de l'unité 1 pour chacune des années de 1984 à 1999. Cette option s'appuyait sur l'hypothèse qu'au cours de la période 1984-2016, l'abondance dans l'unité 2 était demeurée, en moyenne, hyperstable malgré les variations de l'abondance totale du stock, et qu'au moins pour les années 1984 à 1999, le stock avait systématiquement augmenté dans l'unité 1 à mesure que le stock total augmentait, puis s'y était contracté à mesure que le stock total diminuait. La proposition selon laquelle, pour la période allant de 1984 à 2016, l'abondance moyenne dans l'unité 2 est demeurée hyperstable malgré les variations de la taille totale du stock est purement spéculative.

Ici, on a supposé que, sous la contraction hypothétique de l'aire de répartition du stock dans les unités 1 et 2, la biomasse moyenne du stock dans l'unité 2 était demeurée relativement stationnaire de 1984 à 2016. Nous avons donc appliqué une valeur pour la biomasse du stock dans l'unité 2 des années 1984 à 1999 en utilisant la valeur moyenne de la biomasse du stock de l'unité 2 de 2000 à 2016, soit environ 182 kt pour *S. fasciatus* et 156 kt pour *S. mentella*. Nous avons ensuite additionné cette valeur moyenne de la biomasse d'après le relevé de l'unité 2 à l'indice de l'unité 1 pour chaque année de 1984 à 1999, puis nous avons utilisé cette somme de la biomasse des unités 1 et 2 pour les années de 2000 à 2016 où les deux indices étaient disponibles.

Nous avons évalué la capacité du modèle d'ajuster les données de l'indice d'abondance et les estimations résultantes de  $q$  pour les indices d'abondance sous les deux options de combinaison des indices des relevés au chalut des unités 1 et 2.

En outre, des tracés considérant la structure spatiale des taux de capture moyens des relevés au chalut dans les unités 1 et 2 ont été examinés afin de vérifier la possibilité d'une contraction

---

de l'aire de répartition à mesure que le stock a diminué, puis d'expansion de cette aire de répartition alors que le stock a récemment commencé à augmenter.

## RÉSULTATS

Les modèles d'espace d'états à différences retardées qui ont été ajustés aux indices des relevés au chalut des unités 1 et 2 en tant qu'indices relatifs étaient plutôt bien ajustés aux données et produisent, pour les deux espèces, des estimations de l'épuisement semblables à celles obtenues lors des ajustements du modèle opérationnel de référence (figure G.1; tableau G.1). Les estimations de l'ajustement du modèle de l'écart-type, c.-à-d. de sigma dans les écarts aléatoires logarithmiques entre les valeurs observées et prévues pour les deux espèces dans les unités 1 et 2, se situaient entre 0,3 et 0,45 et n'étaient pas excessivement élevées. Toutefois, les valeurs prévues par le modèle pour l'indice de biomasse d'après le relevé au chalut de l'unité 2 au début des années 1960 étaient très élevées, soit environ 3,5 millions de tonnes pour *S. fasciatus* et 1,8 million de tonnes pour *S. mentella*. Ces valeurs pouvant être obtenues pour l'unité 2 semblent être des valeurs beaucoup trop élevées de la biomasse prévue dans la zone de relevé. Ces modèles, qui traitent séparément les indices des relevés au chalut des unités 1 et 2, sont traités séparément en tant qu'indices d'abondance relative et sont décrits ci-après en tant que modèles de référence pour chaque espèce.

Dans les cas où un multiplicateur des prises a été estimé pour *S. fasciatus* pour les années 1985 à 1994, le modèle était également plutôt bien ajusté aux données, et le critère d'information d'Akaike (AIC) diminuait d'environ 10,5 unités par rapport au modèle de référence (figure G.3, tableau G.1). Les estimations des constantes de proportionnalité pour les unités 1 et 2 ont diminué et étaient inférieures à 1 tant pour l'unité 1 que pour l'unité 2 (tableau G.1). Toutefois, lorsque le ratio entre la biomasse des prises tuées et des prises conservées était établi à une valeur de 2,0, la quantité totale de prises déclarées devait être gonflée d'environ 16 fois, c'est-à-dire que le multiplicateur a été estimé à 8,07 (tableau G.1). Bien que les prises déclarées approximatives pour *S. fasciatus* étaient d'environ 42 kt en 1991 et 43 kt en 1992, les prises de *S. fasciatus* selon les prévisions du modèle s'approchaient de 700 kt en 1991 et en 1992.

Lorsque le modèle à différences retardées était ajusté aux données pour *S. fasciatus* et qu'un coefficient de non-linéarité était estimé, ce modèle s'ajustait légèrement mieux aux données en réduisant le critère d'information d'Akaike d'environ 1,2 unité par rapport au modèle de référence (figure G.4). Le paramètre d'hyperépuisement était considérablement plus grand que 1, s'établissant plus précisément à 3,28 (tableau G.1). L'estimation de  $q$  pour l'unité 2 était inférieure à 1, s'établissant plus précisément à 0,81. L'épuisement estimé était plus élevé que lorsque les indices d'abondance étaient traités comme des indices relatifs, c'est-à-dire qu'il s'élevait à une valeur de 0,24 comparativement à 0,07 (tableau G.2). Toutefois, l'estimation était instable alors que la fonction minimisait les estimations des paramètres, et ce modèle a donc cessé d'être pris en considération.

Lorsqu'un paramètre de contraction de l'aire de répartition a été estimé en ajustant le modèle à différences retardées aux données de *S. fasciatus*, un ajustement légèrement supérieur aux indices d'abondance a été obtenu, le critère d'information d'Akaike diminuant également d'environ 1,2 unité par rapport au modèle de référence (tableau G.1, figure G.5). L'estimation de  $q$  pour l'unité 2 était également inférieure à 1, s'établissant plus précisément à 0,66. De plus, l'estimation de l'épuisement, s'établissant à 0,37, était plus élevée que lorsque les indices étaient traités comme relatifs. Un ajustement stable aux données a aussi été obtenu.

Lorsque le modèle à différences retardées était ajusté à l'indice pour *S. fasciatus* qui avait été déterminé en additionnant les valeurs de la biomasse de la zone de relevé d'après les relevés

---

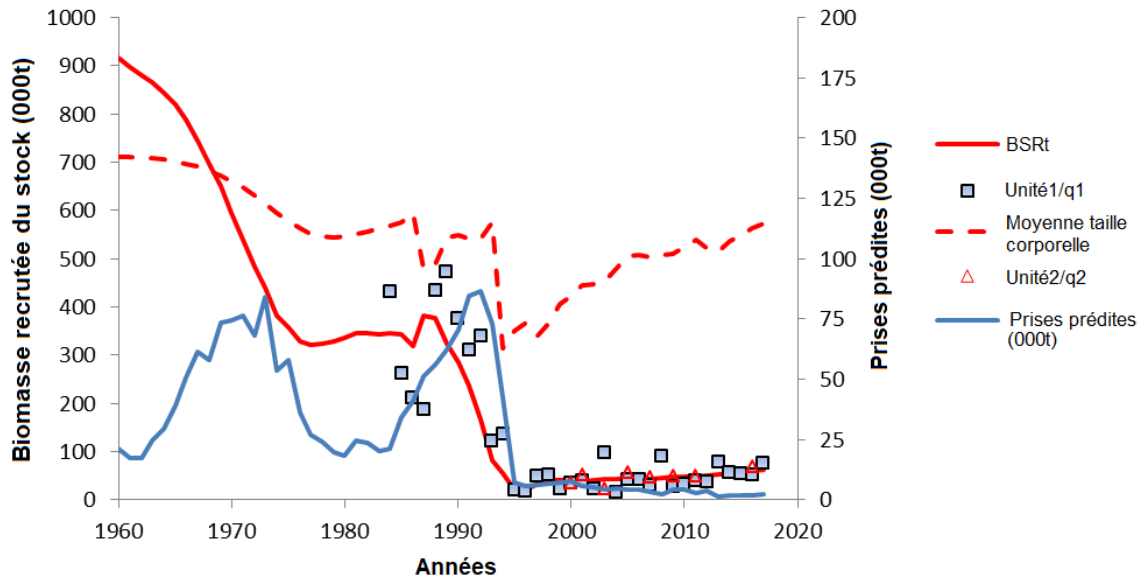
au chalut des unités 1 et 2 et les valeurs de l'indice de biomasse de l'unité 1 de 1984 à 2017 pour les années où il n'y avait pas eu de relevé dans l'unité 2, la valeur de  $q$  pour l'indice de l'unité 2 demeurait très élevée, s'établissant à 3,08, et les estimations de l'épuisement pour les deux espèces demeuraient très faibles (tableau G.1). Les ajustements aux indices d'abondance révisés ainsi obtenus étaient semblables à ceux obtenus sous le modèle de référence, mais le modèle était moins bien ajusté à l'indice de l'unité 1 (tableau G.1 et figure G.6).

Lorsque le modèle à différences retardées pour *S. fasciatus* était ajusté à 1) un indice du relevé au chalut ayant été révisé (c.-à-d. seulement pour les années après 2000 pour lesquelles il n'y a eu aucun relevé dans l'unité 2), et 2) un indice des relevés au chalut déterminé en additionnant les valeurs de la biomasse de la zone de relevé d'après les relevés au chalut des unités 1 et 2 et les valeurs extrapolées de l'indice de biomasse de l'unité 2 pour les années 1984 à 2000, les estimations de  $q$  pour les deux indices étaient inférieures à 1 (tableau G.1). Les estimations de l'épuisement sont également plus élevées pour les deux espèces, soit 0,41 pour *S. fasciatus* et 0,34 pour *S. mentella*, comparativement aux estimations sous le modèle de référence et les modèles de base (tableau G.1).

L'ajustement ainsi obtenu à l'indice combiné des unités 1 et 2 de 1984 à 2016 était nettement supérieur à l'un ou l'autre des deux indices individuels (tableau G.1 et figure G.7). Par exemple, le coefficient de variation de l'ajustement du modèle n'était que de 0,10 pour *S. fasciatus* et de 0,16 pour *S. mentella* pour l'indice combiné des unités 1 et 2, comparativement à environ 0,25 et 0,4 pour les ajustements aux indices individuels des unités 1 et 2 (tableau G.1). L'estimation de  $q$  a chuté à 0,06 pour *S. fasciatus* et à 0,08 pour *S. mentella* dans l'unité 1, et a à 0,65 et 0,43 respectivement dans l'unité 2 (tableau G.1). Ainsi, la combinaison des indices des relevés au chalut des unités 1 et 2 permet seulement de ramener les estimations de  $q$  pour les relevés au chalut des unités 1 et 2 à des valeurs inférieures à 1 si les valeurs moyennes des indices pour l'unité 2 de 2000 à 2016 sont extrapolées aux années 1984 à 1999 où ces indices n'étaient pas disponibles et où un indice combiné des unités 1 et 2 est formulé pour 1984 à 2016.

a.

### Modèle à différences retardées pour *S. fasciatus* ajusté aux indices d'abondance traités comme des indices relatifs



b.

### Modèle à différences retardées pour *S. mentella* ajusté aux indices d'abondance traités comme des indices relatifs

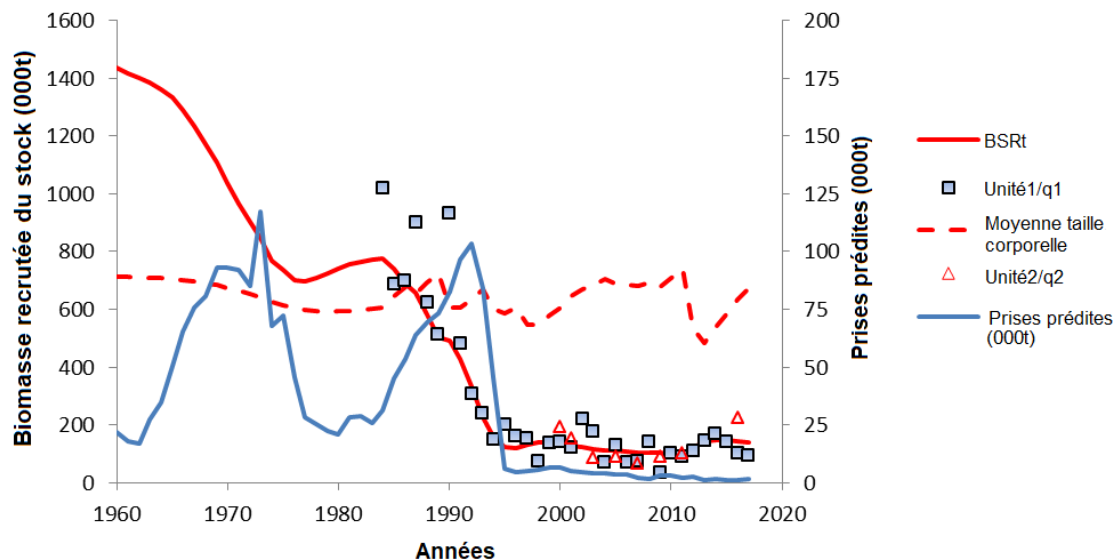
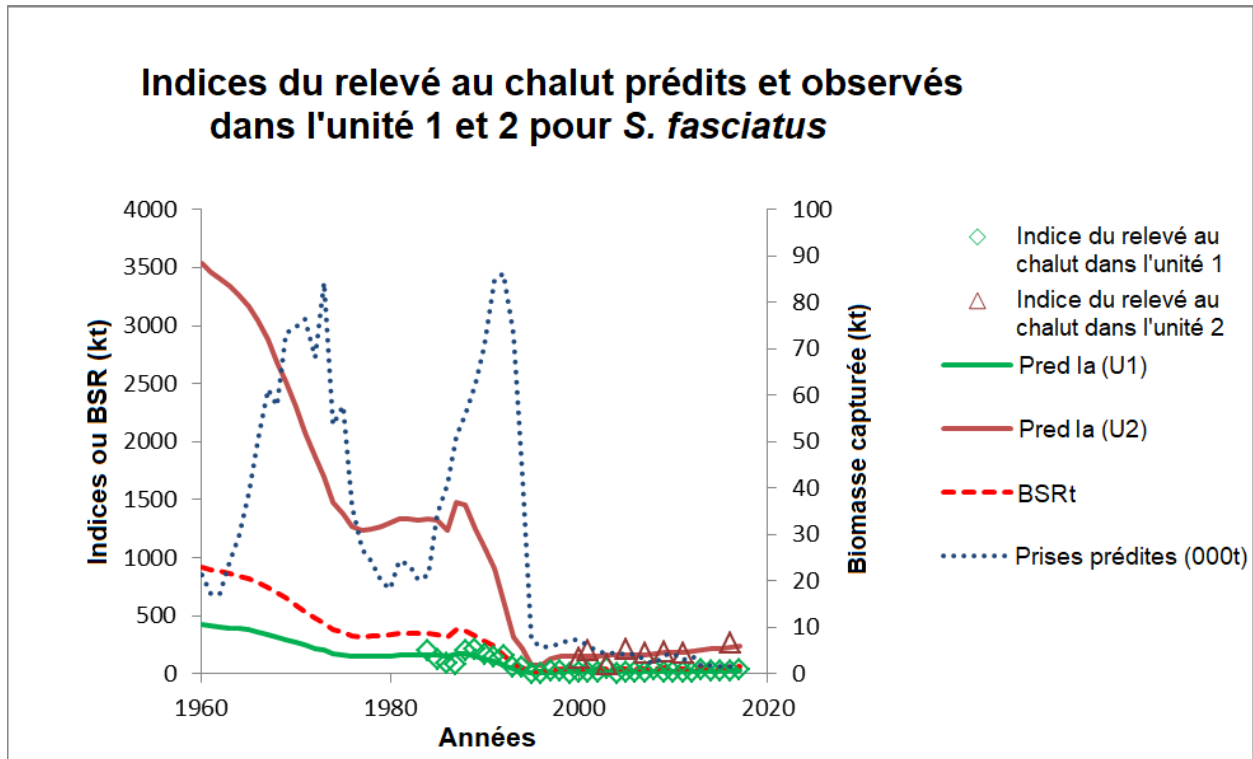


Figure G.1. Ajustement d'un modèle à différences retardées aux indices des relevés au chalut des unités 1 et 2 pour a) *S. fasciatus* et b) *S. mentella*. La fonction « Prises prédites (000t) » représente la biomasse des prises prévues selon le modèle à partir de la biomasse des prises déclarées multipliée par le ratio de la biomasse de prise tuée/conservée dans le modèle opérationnel de référence.

a.



b.

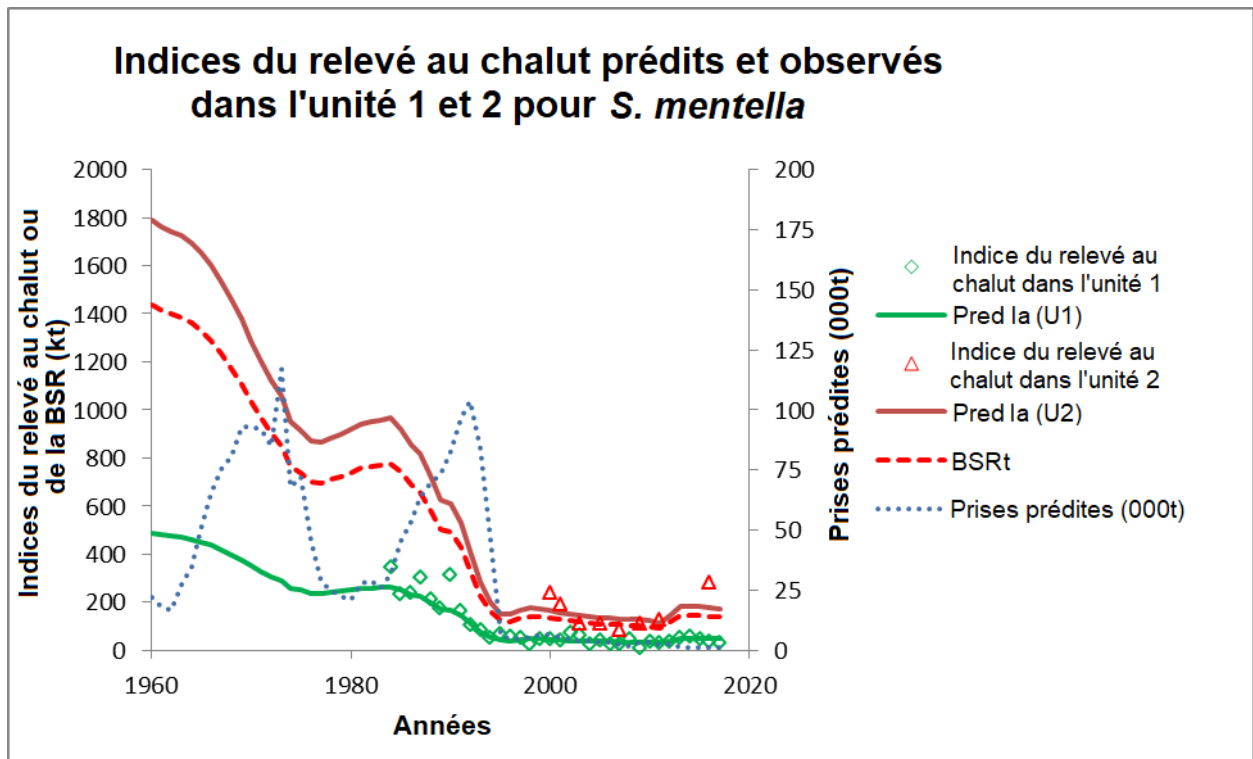


Figure G.2. Trajectoires temporelles des indices d'abondance observés et prévus d'après les relevés au chalut pour a) *S. fasciatus* et b) *S. mentella*.



Tableau G.1. Estimations des paramètres d'après l'ajustement d'un modèle à différences retardées (Walters et Martell 2004) aux indices d'abondance d'après les relevés au chalut de fond des unités 1 (U1) et 2 (U2). Le ratio entre la biomasse des prises tuées et des prises conservées sous le modèle de référence a été appliqué à toutes les estimations. Les valeurs de biomasse sont exprimées en kilotonnes (kt). « Bzero » représente la biomasse moyenne du stock reproducteur non exploité; « Inclinaison » représente le paramètre d'inclinaison de la pente de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt; « appauvrissement » représente le ratio de la biomasse du stock en 2017 par rapport à Bzero; « npars » représente le nombre de paramètres estimés incluant les écarts aléatoires annuels de la fonction stock-recrutement; « sigma » représente l'écart-type dans la fonction de vraisemblance log-normale.

Exécution	Espèces	Principaux attributs	Bzero	Inclinaison	Épuisement	$q$ Unité 1	$q$ Unité 2	Paramètre supplémentaire estimé	npars	sigma Unité 1	sigma Unité 2 ou Unités 1+2	AIC	Commentaires
1	<i>S. fasciatus</i>	Les indices de U1 et U2 sont traités séparément.	917	0,48	0,067	0,459	3,86	#N/A	37	0,45	0,29	-0,45	Les indices sont traités comme relatifs.
1	<i>S. mentella</i>	Les indices de U1 et U2 sont traités séparément.	1438	0,58	0,097	0,339	1,24	#N/A	37	0,35	0,30	#N/A	Les indices sont traités comme relatifs.
2	<i>S. fasciatus</i>	Les indices de U1 et U2 sont traités séparément.	2247	0,50	0,146	0,075	0,67	8,07	38	0,38	0,28	-10,92	Le paramètre supplémentaire est un multiplicateur appliqué à la biomasse de prises déclarées de 1986 à 1994
3	<i>S. fasciatus</i>	Les indices de U1 et U2 sont traités séparément.	922	0,53	0,243	4,2E-07	0,81	3,28	38	0,42	0,30	-1,64	Le paramètre supplémentaire est un coefficient de non-linéarité pour l'indice de l'unité 1.
4	<i>S. fasciatus</i>	Les indices de U1 et U2 sont traités séparément.	743	0,58	0,373	0,27	0,66	11,6	38	0,43	0,29	-1,69	Le paramètre supplémentaire est un paramètre de contraction de l'aire de répartition où cette dernière se produit lorsque la biomasse du stock est < 0,5 Bzero.

---

Exécution	Espèces	Principaux attributs	Bzero	Inclinaison	Épaissement	$q$ Unité 1	$q$ Unité 2	Paramètre supplémentaire estimé	npars	sigma Unité 1	sigma Unité 2 ou Unités 1+2	AIC	Commentaires
5	<i>S. fasciatus</i>	U1+U2, U1, Option 1	890	0,36	0,080	0,524	3,08	#N/A	37	0,51	0,24	#S. O.	Aucune application de l'indice U1+U2.
5	<i>S. mentella</i>	U1+U2, U1, Option 1	1133	0,59	0,070	0,701	2,83	#N/A	37	0,28	0,25	#S. O.	Aucune application de l'indice U1+U2.
5	<i>S. fasciatus</i>	U1+U2, U1, Option 2	1052	0,63	0,411	0,057	0,65	#N/A	37	0,38	0,10	#S. O.	Application des indices U1+U2 de 1984 à 1999.
5	<i>S. mentella</i>	U1+U2, U1, Option 2	1701	0,62	0,341	0,084	0,43	#N/A	37	0,35	0,16	#S. O.	Application des indices U1+U2 de 1984 à 1999.

---

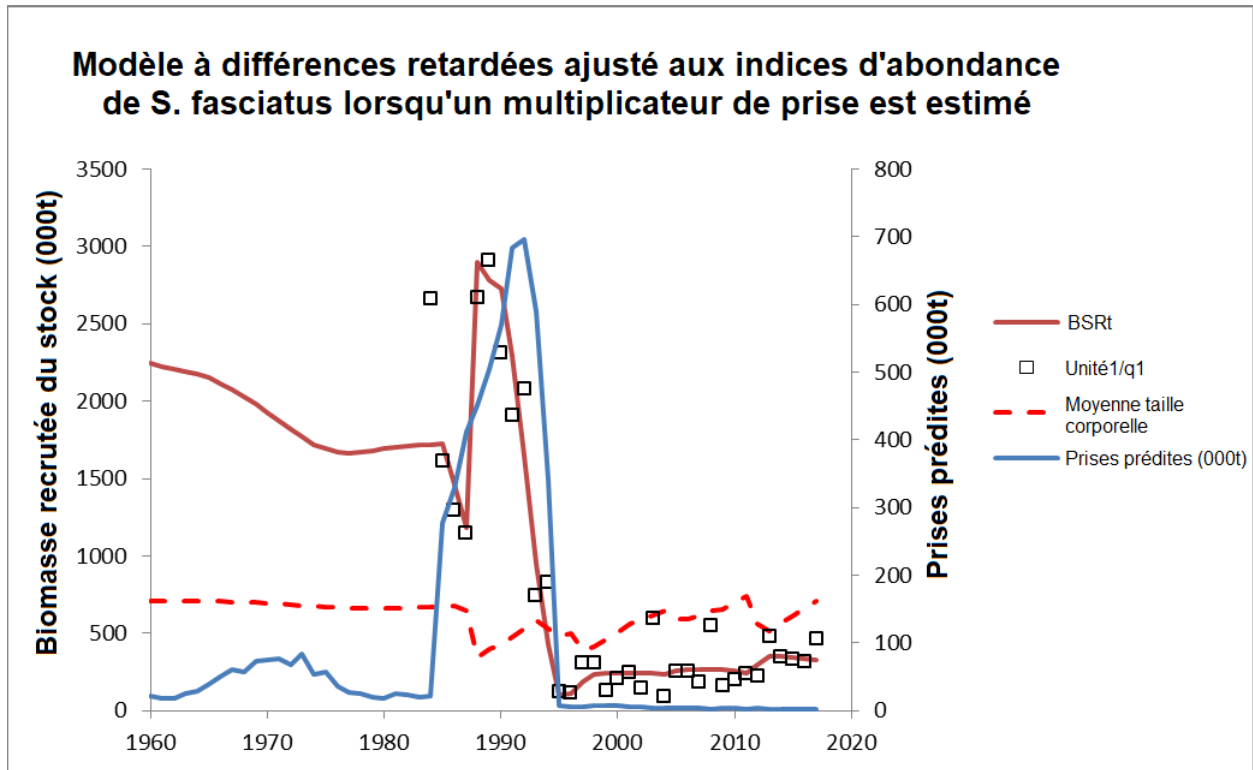


Figure G.3. Tracé de l'ajustement du modèle à différences retardées aux indices d'après le relevé au chalut des unités 1 et 2 pour *S. fasciatus* lorsqu'un paramètre multiplicateur de prises était estimé pour les années 1985 à 1994. Le tracé illustre également les prévisions du modèle relatives à la taille moyenne des poissons et aux prises prédites.

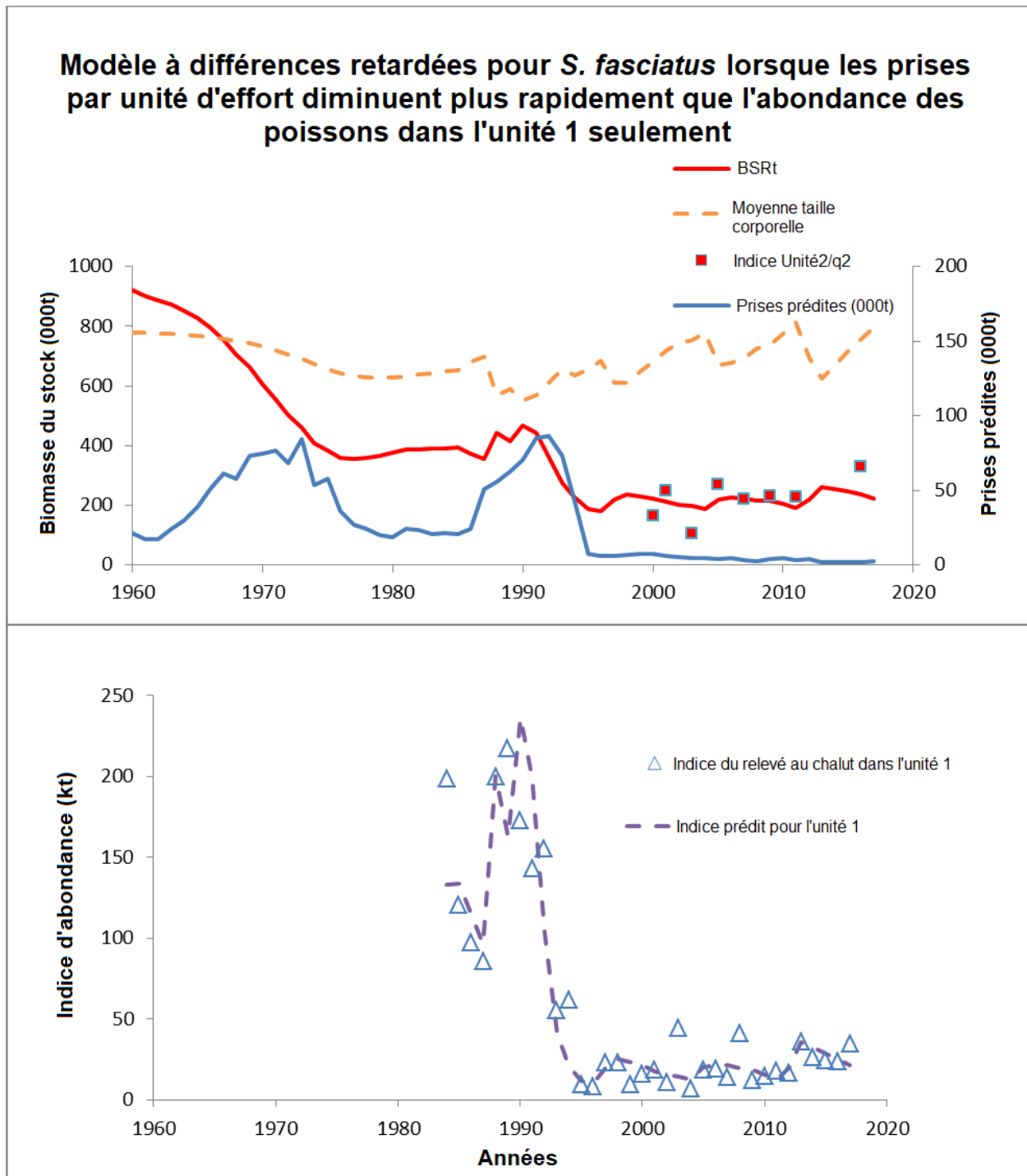


Figure G.4. Tracé de l'ajustement du modèle à différences retardées aux indices d'après le relevé au chalut de l'unité 1 (graphique du bas) et de l'unité 2 (graphique du haut) pour *S. fasciatus* lorsqu'un paramètre d'hyperépuiement était estimé. Le graphique du haut comprend aussi un tracé des prévisions du modèle relatives à la biomasse du stock reproducteur (BSR), à la taille moyenne des poissons et aux prises prédites.

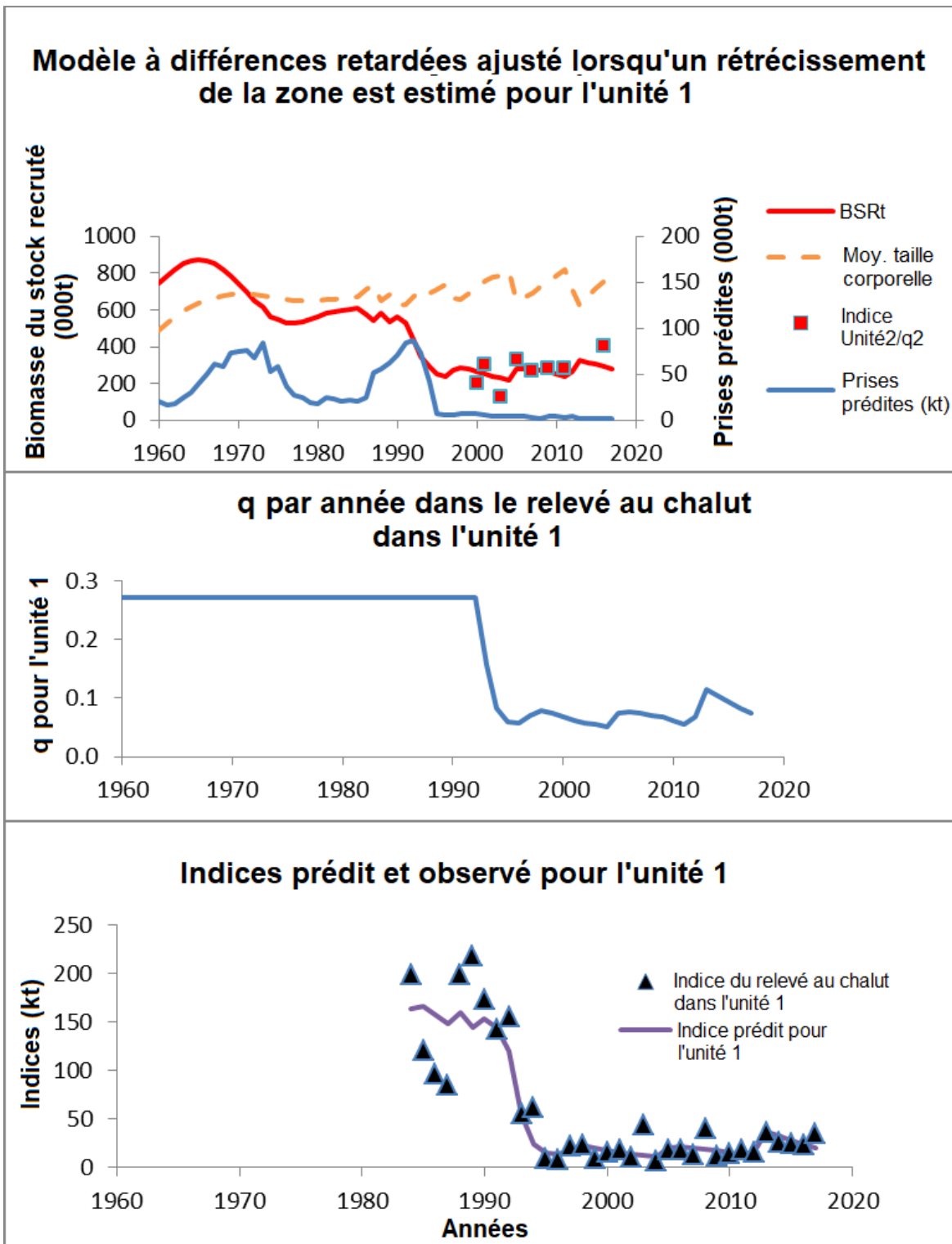


Figure G.5. Tracé de l'ajustement du modèle à différences retardées aux indices d'après le relevé au chalut de l'unité 1 (graphique du bas) et de l'unité 2 (graphique du haut) pour *S. fasciatus* lorsqu'un paramètre d'hyperépuisement était estimé. Le graphique du milieu indique les prévisions du modèle relatives à la constante de proportionnalité pour le relevé au chalut de l'unité 1. Le graphique du haut comprend aussi un tracé des prévisions du modèle relatives à la biomasse du stock reproducteur (BSR), à la taille moyenne des poissons et aux prises prédites.

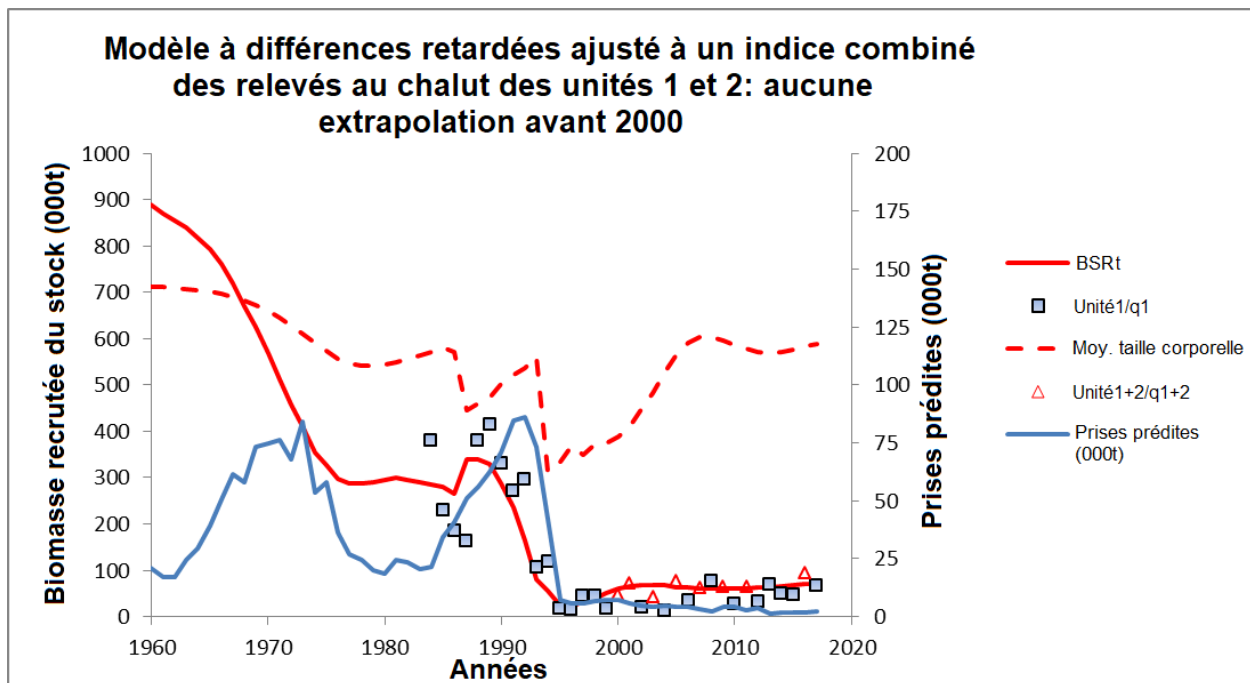
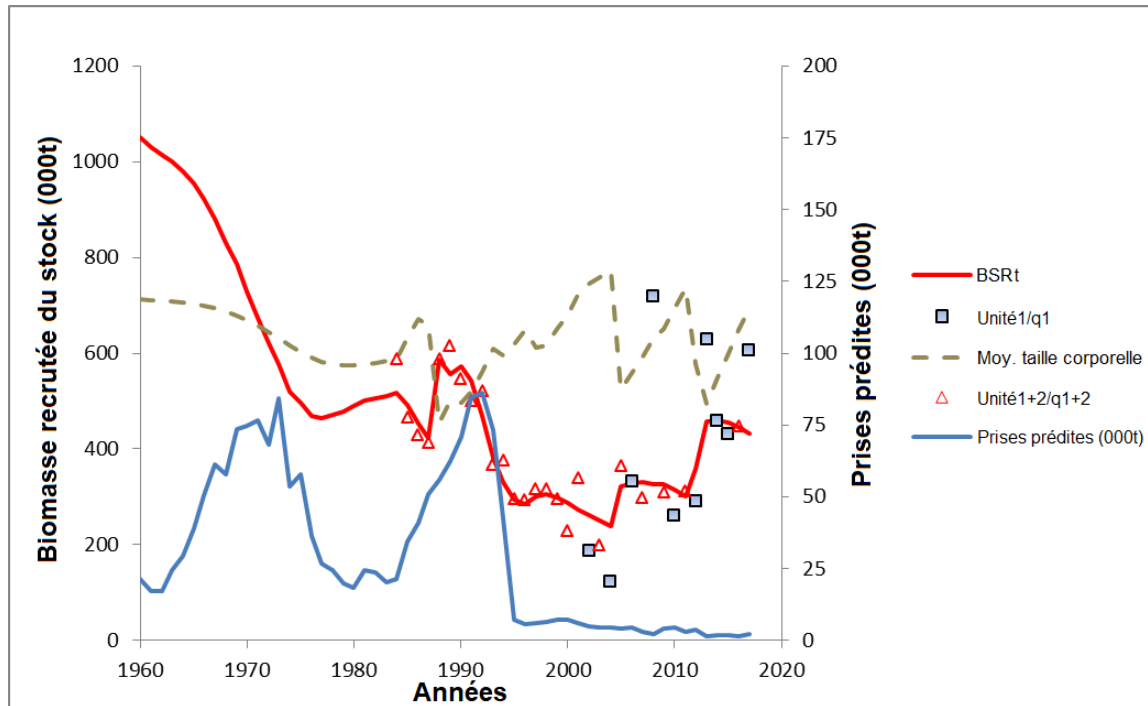


Figure G.6. Tracé de l'ajustement du modèle à différences retardées à 1) un indice révisé de l'unité 1 de 1984 à 2017 (en excluant les années où il existe un indice de relevé au chalut de l'unité 2) et 2) un indice combiné des relevés au chalut des unités 1 et 2 de 2000 à 2016 pour *S. fasciatus*, sans extrapolation de l'indice de l'unité 2 pour les années antérieures à 2000.

a.



b.

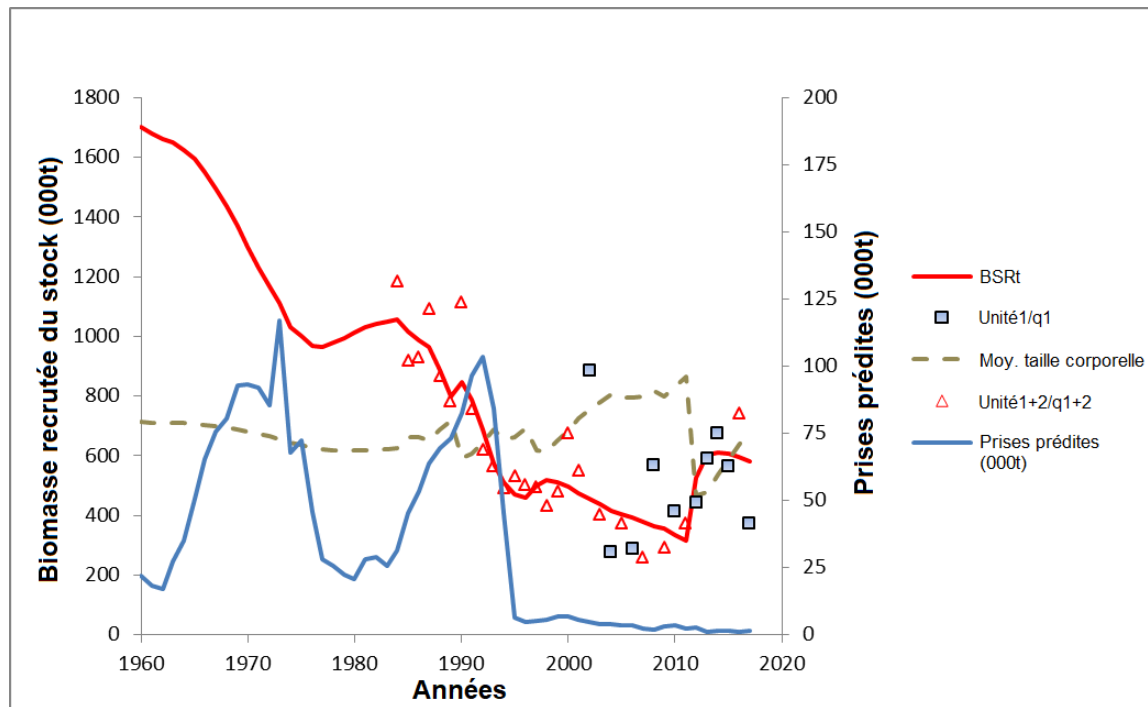


Figure G.7. Tracé de l'ajustement du modèle à différences retardées à un indice révisé de l'unité 1 et à un indice combiné des relevés au chalut des unités 1 et 2 de 1984 à 2016 pour a) *S. fasciatus* et b) *S. mentella*, avec extrapolation de l'indice de l'unité 2 pour les années antérieures à 2000, afin d'étendre l'indice combiné vers le passé jusqu'en 1984.

---

Nous avons aussi étudié les tendances spatiales dans les données du relevé au chalut de l'unité 1 afin d'évaluer la plausibilité de l'hypothèse d'hyperépuisement. La relation occupation-abondance (OA) pour les espèces du genre *Sebastes* de l'unité 1 a été examinée dans les données des relevés au chalut de 1990 à 2017. Différentes tailles minimales ont été considérées, allant de 22 cm (taille exploitable minimale) à 27 cm (taille exploitable optimale). Toutes ces relations d'OA étaient positives et affichaient des pentes prononcées. Par exemple, sous le modèle linéaire ajusté, les longueurs  $\geq 22$  cm affichaient une pente estimée à 0,16 avec une valeur de  $p$  de 0,002 et une valeur de  $R^2$  de 0,31 (figure G.8). Une pente positive indique que la population s'étend et occupe plus d'espace à mesure qu'elle augmente, et vice versa. Des valeurs de  $R^2$  relativement faibles suggèrent que l'abondance n'est pas le descripteur le plus important de l'occupation, mais une contraction importante de l'aire de répartition accompagnée de déclin de l'abondance peut rendre le sébaste plus vulnérable à un épuisement par pêche lorsque la taille du stock est à un faible niveau.

Les tracés des taux de prise à l'échelle spatiale pour les blocs d'années de 1984 à 2017 (figures G.9 à G.12) ne sont pas incompatibles avec l'hypothèse de contraction des aires de répartition dans l'unité 1. La répartition spatiale des taux de capture relativement élevés de sébastes matures dans l'unité 1 est bien répartie à l'échelle de l'unité lors des années d'abondance élevée, c.-à-d. avant 1995, mais elle se limite davantage à la partie est de l'unité dans les années d'abondance plus faible après 1995 (figures G.3 et G.5). L'étendue spatiale des taux de prise élevés de sébastes matures dans cette unité semble diminuer systématiquement entre le milieu des années 1980 et 2000, puis avoir à nouveau augmenté au cours du dernier bloc d'années, de 2011 à 2017. Lors des années de faible abondance des stocks à partir de 2000, la répartition spatiale et les taux de capture des relevés demeurent relativement stables dans l'unité 2 chez les poissons matures de *S. mentella* et *S. fasciatus* selon les données des relevés qui sont disponibles de 2000 à 2016 (figures G.3 et G.5).

## DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Le fait que le déclin observé de l'indice d'abondance d'après le relevé au chalut de l'unité 1 était, pour les deux espèces, plus élevé que la biomasse des prises tuées suggère que les prises déclarées étaient une sous-représentation des prises réelles lors de la période de sévère épuisement qui s'est produite à la fin des années 1980 et au début des années 1990 (p. ex. Duplisea 2018), ou suggère que l'indice du relevé au chalut de l'unité 1 pourrait comporter un hyperépuisement, c.-à-d. un épuisement proportionnellement plus élevé que l'épuisement réel de la taille du stock. L'analyse présentée ci-dessus dans la présente annexe suggère que, pour prédire les baisses observées de l'indice de l'unité 1 et produire des estimations de  $q$  inférieures à 1, les prises réelles devraient être environ 16 fois plus élevées que les prises déclarées pour *S. fasciatus* de 1988 à 1994. Bien que l'on sache que cette période a comporté d'importantes sous-déclarations des prises  $a$  (c.-à-d. d'après Duplisea 2018, un jugement d'expert a établi que les prises étaient sous-déclarées selon un facteur de 2), il semble invraisemblable que la biomasse réelle des prises puisse être environ 16 fois plus élevée que la biomasse des prises déclarées au cours de cette période. Toutefois, les rejets de petits poissons capturés alors qu'ils avaient encore un important potentiel de croissance somatique avant leur recrutement à la pêche est un facteur qui pourrait sembler gonfler le degré de sous-déclaration de la taille des poissons recrutés plus tard, alors que les années 1980 et 1990 ont été marquées par une telle pratique des rejets et par les sous-déclarations (Duplisea 2018).

Les analyses susmentionnées, qui ont permis d'évaluer l'hypothèse de contraction de l'aire de répartition, ont néanmoins révélé des ajustements plausibles du modèle aux données sous cette hypothèse, et ce, selon chacune des trois différentes méthodes utilisées pour examiner et mettre à l'essai la contraction de l'aire de répartition. En outre, d'autres facteurs qui semblent



corroborer l'hypothèse d'une contraction de l'aire de répartition sont la corrélation positive entre l'occupation et la superficie occupée d'après le relevé au chalut de l'unité 1, les variations systématiques apparentes de la répartition spatiale des taux de capture élevés de poissons matures lors des relevés au chalut de l'unité 1, et l'absence de tels changements dans l'unité 2.

Une telle contraction de l'aire de répartition ayant uniquement eu une incidence sur l'indice du relevé au chalut de l'unité 1 compliquerait l'estimation des tendances de la biomasse du stock, car l'ajustement des modèles opérationnels aux indices des relevés au chalut des unités 1 et 2 pourrait amener ces modèles opérationnels à estimer des baisses plus importantes que celles qui ont réellement eu lieu, et à sous-estimer la productivité réelle du stock. Cela signifierait également que le modèle opérationnel de référence modélise incorrectement la façon dont l'indice est lié à l'abondance, en ne permettant pas de prédire l'hyperépuisement de l'indice à mesure que le stock diminue et l'hyperexpansion de l'indice à mesure que le stock augmente, et en supposant plutôt, à tort, que l'indice correspond fidèlement à la taille du stock. Cette représentation potentiellement inexacte du comportement de l'indice pourrait donc entraîner un mauvais rendement des procédures de gestion qui supposent que l'indice est directement proportionnel à l'abondance. Par exemple, à mesure de l'augmentation des stocks, l'indice de l'unité 1 augmenterait de façon disproportionnée par rapport au taux réel de l'augmentation, entraînant une augmentation excessive des limites de prises fixées en vertu de la procédure de gestion adoptée, ce qui donnerait lieu à une surpêche et à un épuisement imprévu des stocks au cours des deux prochaines décennies.

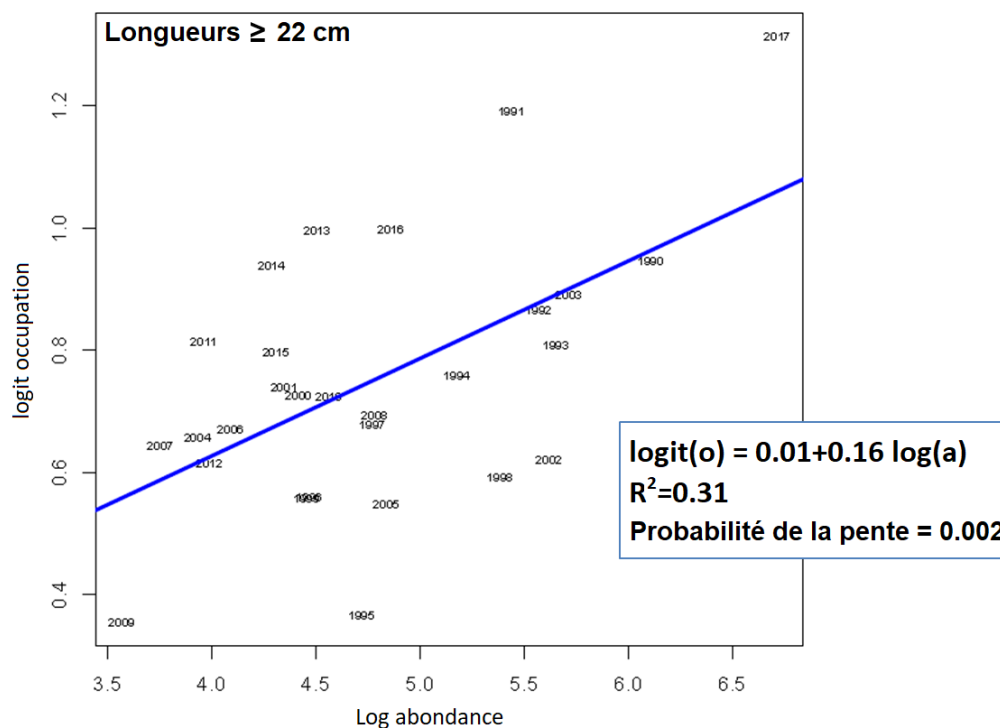


Figure G.8. Relation occupation-abondance pour les espèces du genre *Sebastes* de l'unité 1 d'après le relevé du MPO. Les ajustements des modèles linéaires sont présentés dans chaque graphique afin d'indiquer la manière dont l'occupation change en fonction de l'abondance pour les différentes composantes de taille de la population de sébastes. La taille minimale prise en compte était de 22 cm, c'est-à-dire des poissons pleinement recrutés à la pêche par rapport à l'engin utilisé dans le cadre du relevé de l'unité 1.

---

Comme il est indiqué ci-dessus, un mécanisme possible de l'hyperépuisement selon l'indice du relevé au chalut est la modification de la répartition spatiale du stock à mesure que son abondance s'épuise après avoir atteint un niveau élevé. Ce phénomène est souvent appelé contraction de l'aire de répartition (Walters et Martell 2004). Cette hypothèse impliquerait que l'aire de répartition du stock s'élargit en période de forte abondance, puis se contracte en une zone beaucoup plus petite lorsque l'abondance diminue. Ainsi, lorsque les stocks occupaient à la fois les unités 1 et 2 lors d'une période de plus grande abondance jusqu'au milieu des années 1980, puis, quand ils ont commencé à s'épuiser, l'occupation relative de l'unité 1 a diminué davantage que celle de l'unité 2. Toutefois, à partir de 2000, pour les années où les indices du relevé au chalut de l'unité 2 sont disponibles, on observe que l'abondance relative dans les unités 1 et 2 est demeurée relativement stable. Il serait ainsi possible de prédire l'hyperépuisement selon l'indice du relevé au chalut de l'unité 1, tout en permettant à l'indice de l'unité 2 d'afficher un épuisement considérablement moindre. Puisque les indices des relevés au chalut des unités 1 et 2 sont fondés sur des poissons de plus de 30 cm et que l'unité 2 a seulement fait l'objet, depuis 2000, d'un seul relevé tous les deux ans, il est trop tôt pour évaluer si l'indice de l'unité 2 demeurera hyperstable et si l'indice de l'unité 1 montrera des signes d'hyperexpansion au fur et à mesure de l'augmentation du stock chez les deux espèces.

Une autre cause possible d'hyperépuisement dans l'indice du relevé au chalut de l'unité 1 est la possibilité que la population de sébastes de l'unité 1 devienne moins vulnérable au relevé au chalut de l'unité 1 au fur et à mesure que l'abondance diminue. Par exemple, lorsque les stocks de sébaste des unités 1 et 2 subissent un déclin, il est possible que les poissons se retrouvent, en fréquences plus élevées, dans des zones de l'unité 1 où le chalut est moins efficace ou qui sont inaccessibles à cet engin du relevé, ce qui pourrait inclure des zones plus profondes ou plus accidentées de l'unité 1. Toutefois, si tel était le cas, on s'attendrait à un même comportement chez les sébastes de l'unité 2 où, jusqu'à présent, il n'existe aucune preuve d'hyperépuisement ou d'hyperexpansion. Il semble donc plus vraisemblable que la contraction de l'aire de répartition soit le principal mécanisme responsable de l'hyperépuisement apparent selon les indices du relevé au chalut de l'unité 1 pour *S. mentella* et *S. fasciatus*.

L'hypothèse de contraction de l'aire de répartition pourrait expliquer pourquoi l'indice du relevé au chalut de l'unité 1 pour les deux espèces a chuté rapidement dans les années 1990 alors que les chutes annuelles de l'indice d'abondance étaient beaucoup plus élevées que les prises estimées. Elle pourrait également expliquer pourquoi les estimations de la biomasse du stock du relevé au chalut de l'unité 2 étaient, pour cette zone de relevé, beaucoup plus élevées que les indices de l'unité 1 au cours des mêmes années depuis 2000, même si la superficie de l'unité 2 est semblable à celle de l'unité 1.

En somme, comme nous avons déjà pu l'observer, des difficultés d'évaluation du stock pourraient résulter du fait qu'une possible contraction de l'aire de répartition ait eu une incidence sur le relevé de l'unité 1, dont la longue série chronologique couvre la période avant et après le déclin du stock et la contraction de l'aire de répartition, alors que la série chronologique d'un second relevé, celui de l'unité 2, a commencé après que la contraction de l'aire de répartition se soit produite, mais dans une zone adjacente se trouvant néanmoins au cœur de cette contraction.

Une question importante concerne la façon de traiter les difficultés liées aux données des relevés au chalut pour s'efforcer de produire l'évaluation la plus exacte possible en utilisant toutes les données disponibles.

Une première approche envisagée dans la présente annexe consistait à séparer les indices d'abondance des deux unités de façon à modéliser l'hyperépuisement pour l'indice de l'unité 1 et à n'appliquer aucune contraction de l'aire de répartition pour l'indice de l'unité 2. Nous avons

---

mis une telle approche à l'essai selon deux différentes méthodes utilisant le modèle de dynamique des populations à différences retardées (Walters et Martell 2004). Dans une première version de cette méthode, nous avons inclus un coefficient de non-linéarité ( $\beta$ ) pour prédire l'hyperépuisement dans l'indice du relevé de l'unité 1. Ce modèle était ajusté aux indices du relevé au chalut et prédisait, lui aussi, un hyperépuisement sévère, la valeur de  $\beta$  étant estimée à 3,3 (il est à noter qu'une valeur de  $\beta$  qui équivaut à 1 signifie une linéarité, et qu'une valeur de  $\beta$  qui est supérieure à 1 signifie un hyperépuisement). Toutefois, le résultat de l'estimation ainsi produite était numériquement instable. Dans une deuxième version de cette méthode, nous avons modélisé la valeur de  $q$  pour l'unité 1 afin qu'elle varie en fonction des changements de la taille du stock par rapport à la taille moyenne du stock non exploité. Pour ce faire, nous avons utilisé un seul paramètre supplémentaire afin de déterminer l'ampleur de la contraction de l'aire de répartition. Cette version du modèle était ajustée aux données et prévoyait une sévère contraction de l'aire de répartition. Nous avons appliqué, pour chacun de ces deux modèles d'hyperépuisement et de contraction de l'aire de répartition, une valeur *a priori* robuste de la constante de proportionnalité pour l'indice du relevé de l'unité 2, avec une moyenne de 0,5 et un écart-type de 0,25. Les valeurs estimées pour  $q$  étaient toutes deux inférieures à 1 lorsque ces deux différents modèles ont été ajustés aux données pour *S. fasciatus*. L'un de ces modèles (avec contraction de l'aire de répartition) prédisait une valeur de *Bzero* élevée et une faible inclinaison de la pente, tandis que l'autre (avec non-linéarité) prédisait une valeur de *Bzero* plus faible et une inclinaison de la pente plus élevée. Les deux modèles prédisaient que les stocks n'avaient pas autant diminué que sous le modèle de référence, lequel ignorait la possibilité de contraction de l'aire de répartition et supposait que l'indice de l'unité 1 pouvait être traité comme un indice relatif de l'abondance.

Une deuxième approche envisagée pour aborder la question de la contraction de l'aire de répartition des stocks consistait à produire un seul indice d'abondance combinant les indices des relevés au chalut des deux unités. La seule façon d'appliquer cette approche sans produire de résultats anormaux (c.-à-d. des estimations de  $q$  supérieures à 1, consistait à extrapoler une valeur moyenne de l'indice de l'unité 2 pour les années 1984 à 1999, une période où seul l'indice du relevé au chalut de l'unité 1 était disponible, puis à additionner la valeur moyenne de l'indice de l'unité 2 avec l'indice de l'unité 1 pour ces années. Comme nous l'avons mentionné précédemment, l'hypothèse selon laquelle l'abondance est hyperstable dans l'unité 2 est une hypothèse qui ne peut pas être validée à l'heure actuelle, et qui se doit seulement d'être traitée, si elle devait être envisagée pour l'élaboration d'un nouveau modèle opérationnel, comme un scénario possible. Néanmoins, c'est cette approche qui a produit les meilleurs ajustements aux données, toutes les estimations de  $q$  étaient inférieures à 1, et les résultats des estimations étaient numériquement stables.

S'il devait y avoir une prochaine évaluation des stratégies de gestion pour ce stock, il pourrait être pertinent d'inclure d'autres modèles opérationnels qui prédisent les effets d'une contraction de l'aire de répartition sur l'indice du relevé de l'unité 1, soit un modèle appliquant une contraction explicite de l'aire de répartition dans l'unité 1, ou encore un modèle combinant les indices des unités 1 et 2 et s'appuyant sur des hypothèses sur le degré d'hyperstabilité de l'abondance et de l'indice du relevé au chalut de l'unité 2. De nouvelles procédures de gestion proposées pourraient chercher à éviter les conséquences imprévues de l'expansion et de la contraction de l'aire de répartition, par exemple en additionnant l'indice du relevé au chalut de l'unité 1 à celui de l'unité 2. Enfin, de plus amples recherches pourraient être menées pour analyser diverses données disponibles afin de mieux comprendre le potentiel de contraction de l'aire de répartition dans les unités 1 et 2.

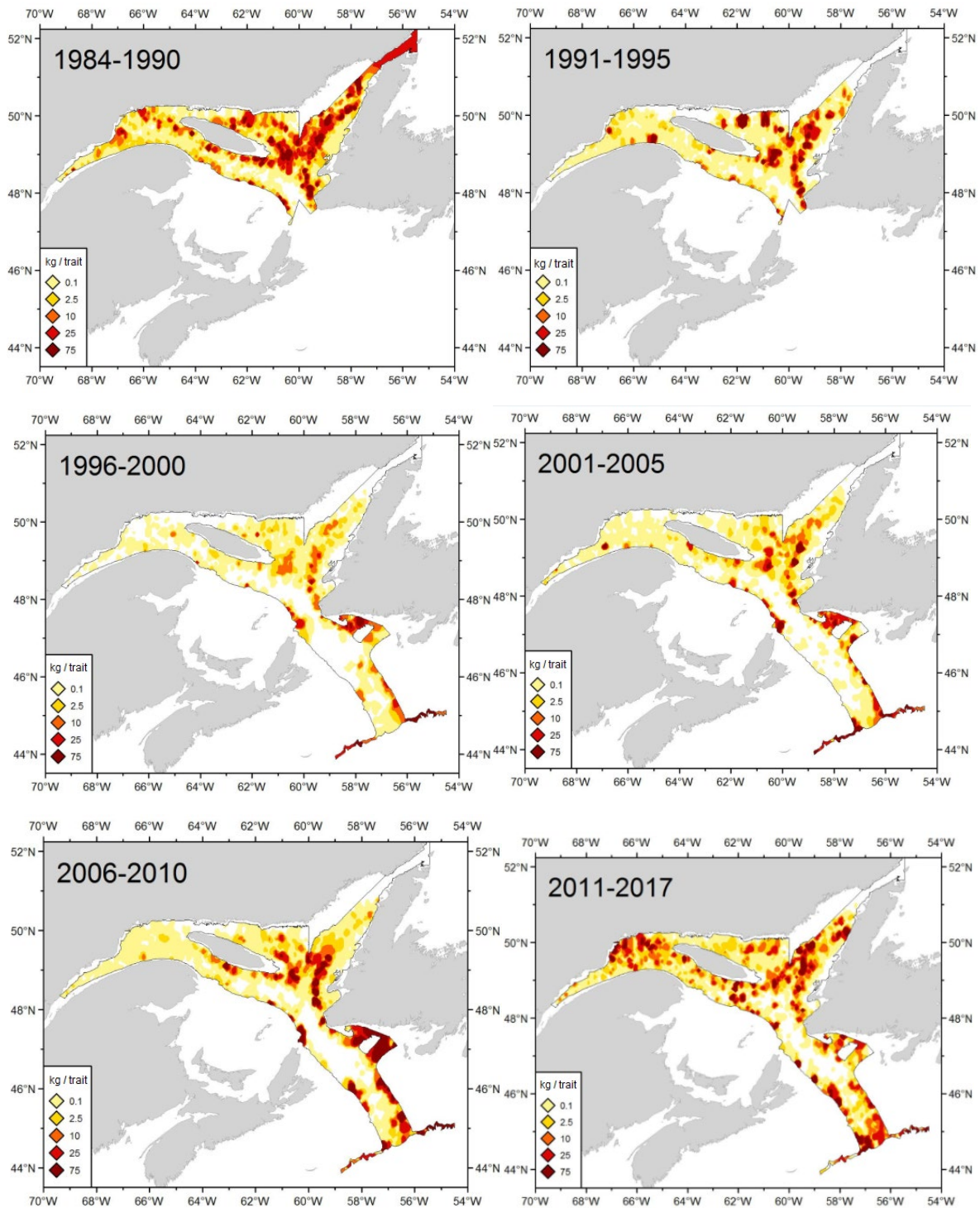


Figure G.9. Moyennes des taux de capture de *S fasciatus* immatures d'après les relevés au chalut du MPO dans l'unité 1 et les relevés au chalut du GEAC dans l'unité 2 pour les années 1984-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010 et 2011-2017.

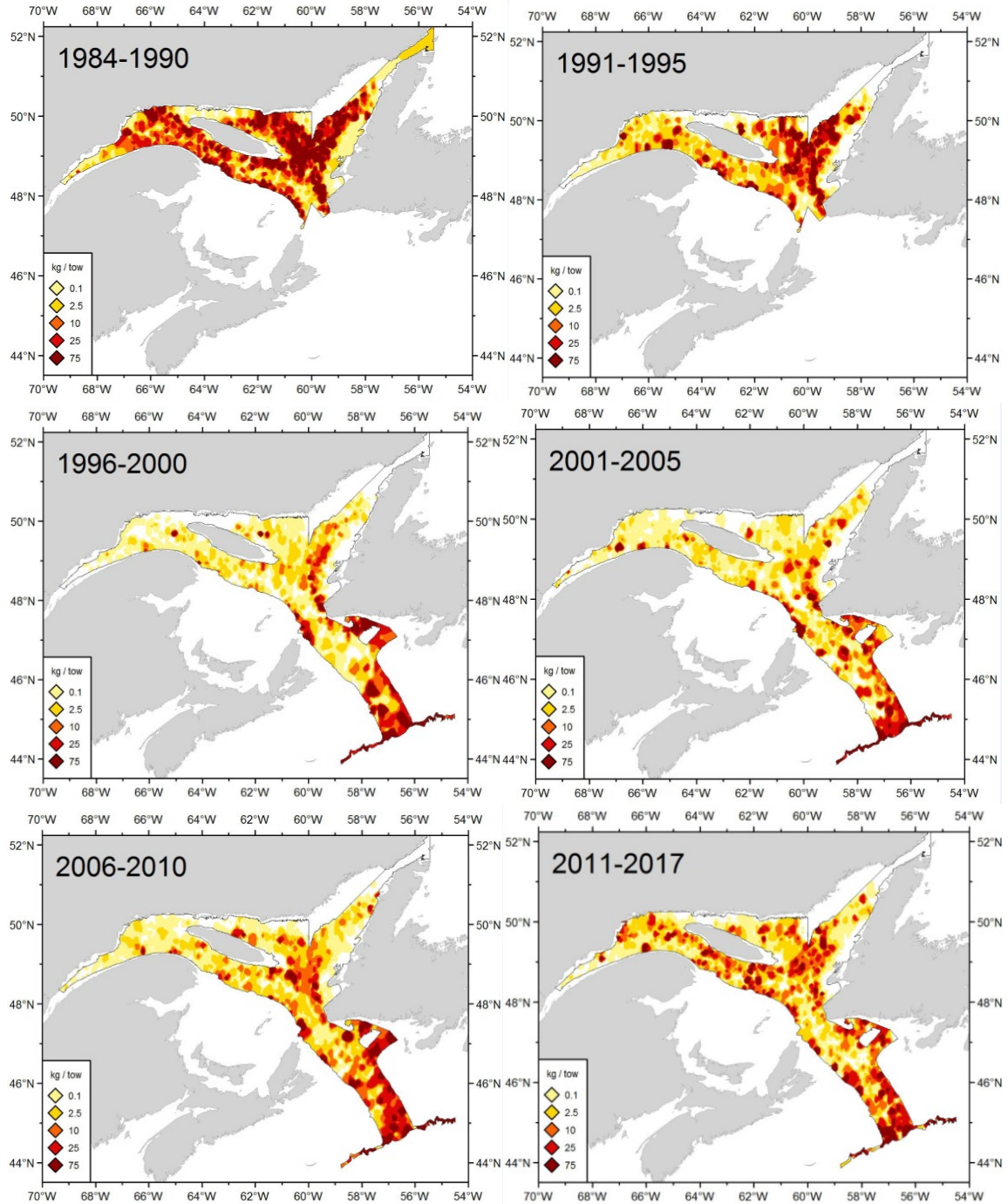


Figure G.10. Moyennes des taux de capture de *S. fasciatus* matures d'après les relevés au chalut du MPO dans l'unité 1 et les relevés au chalut du GEAC dans l'unité 2 pour les années 1984-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010 et 2011-2017.

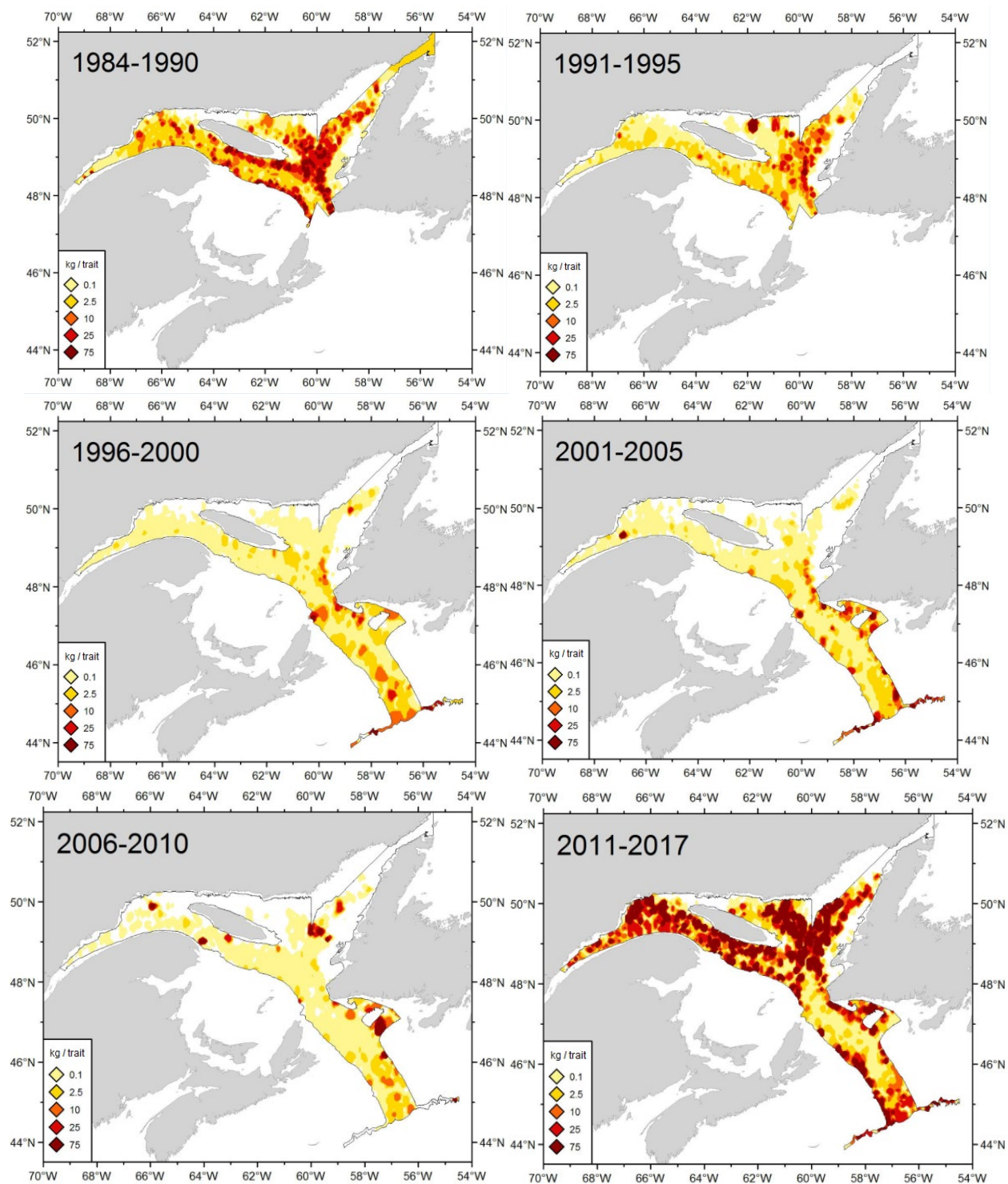


Figure G.11. Moyennes des taux de capture de *S. mentella* immatures d'après les relevés au chalut du MPO dans l'unité 1 et les relevés au chalut du GEAC dans l'unité 2 pour les années 1984-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010 et 2011-2017.

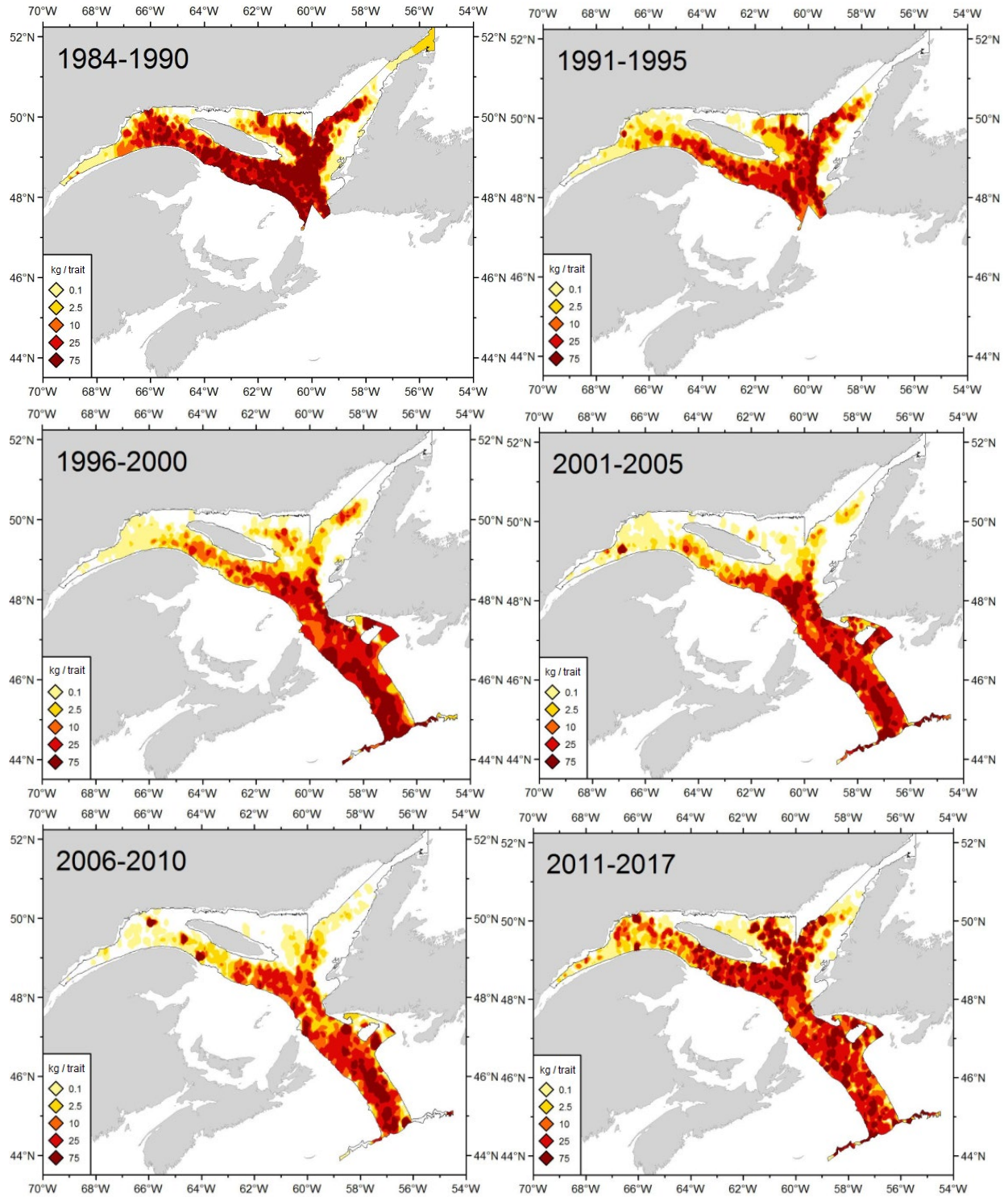


Figure G.12. Moyennes des taux de capture de *S. mentella* matures d'après les relevés au chalut du MPO dans l'unité 1 et les relevés au chalut du GEAC dans l'unité 2 pour les années 1984-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010 et 2011-2017.

## ANNEXE H : ÉVALUATION DES PROCÉDURES DE GESTION QUI APPLIQUENT DES LIMITES DE PRISES PAR ESPÈCE

Dans le cadre de la réunion de mars 2018 du groupe de travail sur les sébastes, les intervenants ont demandé que l'on évalue certaines PG supplémentaires s'appuyant sur une évaluation précise de la composition taxonomique des prises et en précisant les limites de prises pour chaque espèce. Il s'agissait d'évaluer jusqu'où il était possible, en fixant des limites de prises par espèce, d'augmenter la limite de prises totale sans compromettre les objectifs de conservation du stock. Pour évaluer ce type de procédures de gestion, on a supposé une séparation égale des prises par espèce au cours des années futures et un établissement des limites de prises pour chaque espèce en appliquant, pour chaque espèce de sébaste, la règle de contrôle des prises aux indices d'abondance d'après le relevé au chalut de l'unité 1. On a également supposé, pour chaque espèce et chaque année future, des prises selon un facteur de 1,1 fois la limite de prises précisée. Les procédures de gestion 43, 44 et 45 précédemment formulées ont été modifiées pour mettre en œuvre des limites de prises distinctes par espèce, et les nouvelles procédures de gestion qui en ont résulté ont été appelées les procédures de gestion 46, 47 et 48.

*Tableau H.1. Spécifications de trois procédures de gestion précisant les limites de prises par espèce.*

N°	RCP Début	Précisions sur la procédure de gestion et sa mise en œuvre
46	2018	Limites de prises fixées de 7,5 kt (2018), 10 kt (2019), 15 kt (2020) et 20 kt (2021), puis à 80 % de la RCP de 2022 à 2057 pour chaque espèce.
47	2018	Limites de prises fixées à 5 kt pour 2018-2019, puis à 80 % de la RCP de 2020 à 2057 pour chaque espèce.
48	2018	Limites de prises fixées à 5 kt pour 2018-2021, puis selon la RCP de 2022 à 2057 pour chaque espèce.

Chaque RCP a été calibrée séparément par espèce, mais selon un procédé similaire au calcul de la RCP sous les procédures de gestion combinant les espèces. La pente de la RCP a été ajustée pour répondre aux contraintes de conservation du modèle opérationnel de référence en supposant une mise en œuvre parfaite. Cette valeur a été fixée de façon à ce que  $U_y$  soit supérieur à  $U_{PME}$  dans plus de 95 % des années à venir, tout en demeurant le plus près possible de  $U_{PME}$  pour chaque espèce.

### RÉSULTATS

Les prises et les limites de prises prévues étaient plus élevées sous les procédures de gestion 46-48 que sous les procédures de gestion 43-45 correspondantes (figures H.1-H.3; tableau H.1). Ce résultat a été obtenu sans compromettre les objectifs de conservation des modèles opérationnels de base. Les trois procédures de gestion qui précisaient des limites de prises par espèce produisaient des prises moyennes plus élevées pour toutes les années de la série chronologique sur 40 ans. Pour les procédures de gestion 46 et 47, les augmentations moyennes des prises étaient supérieures, selon un facteur de 1,4 à 1,9 fois, aux valeurs de la biomasse des prises obtenues sous les procédures de gestion 43 et 44, alors que la biomasse annuelle moyenne des prises pouvait respectivement atteindre 58 kt et 60 kt de plus à la fin des



années 2020 (tableau H.1). Ainsi, comparativement à la biomasse des prises atteignable sous les procédures de gestion 43 et 44, les procédures 46 et 47 permettaient respectivement d'atteindre 984 kt et 982 kt de plus au cours des 40 prochaines années. Pour la procédure de gestion 49, les augmentations moyennes des prises étaient supérieures, selon un facteur de 1,4 à 2,0 fois, aux valeurs de la biomasse des prises obtenues sous la procédure de gestion 45, alors que la biomasse annuelle moyenne des prises pouvait atteindre 76 kt de plus à la fin des années 2020 (tableau H.1). Ainsi, comparativement à la biomasse des prises atteignable sous la procédure de gestion 45, la procédure 48 permettait d'atteindre 1 124 kt de plus au cours des 40 prochaines années.

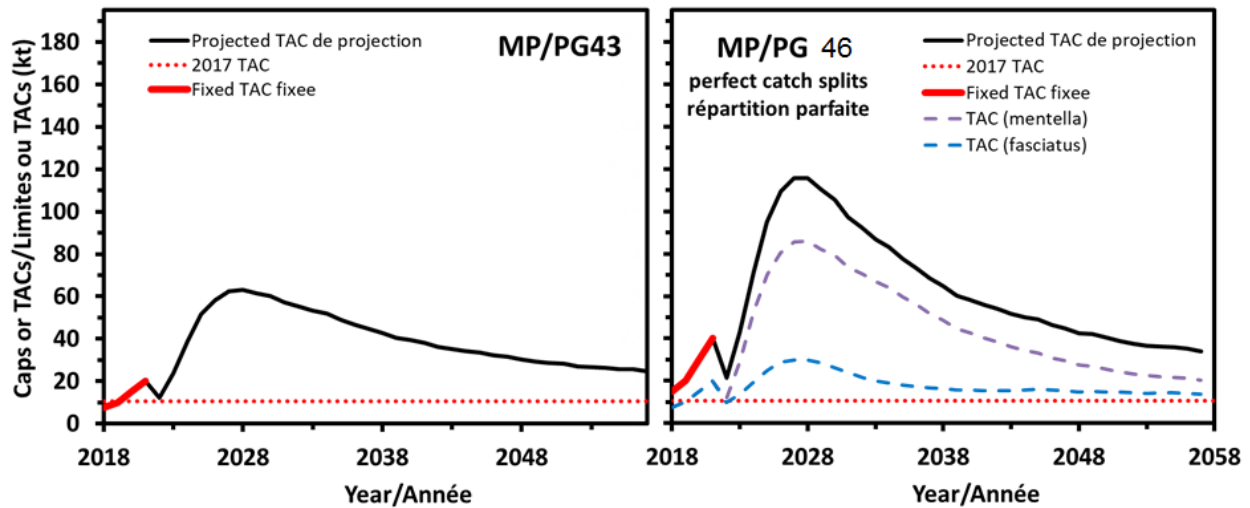


Figure H.1. Tracés du total autorisé des captures (TAC) moyen sous les procédures de gestion 43 et 46 selon le modèle opérationnel de référence.

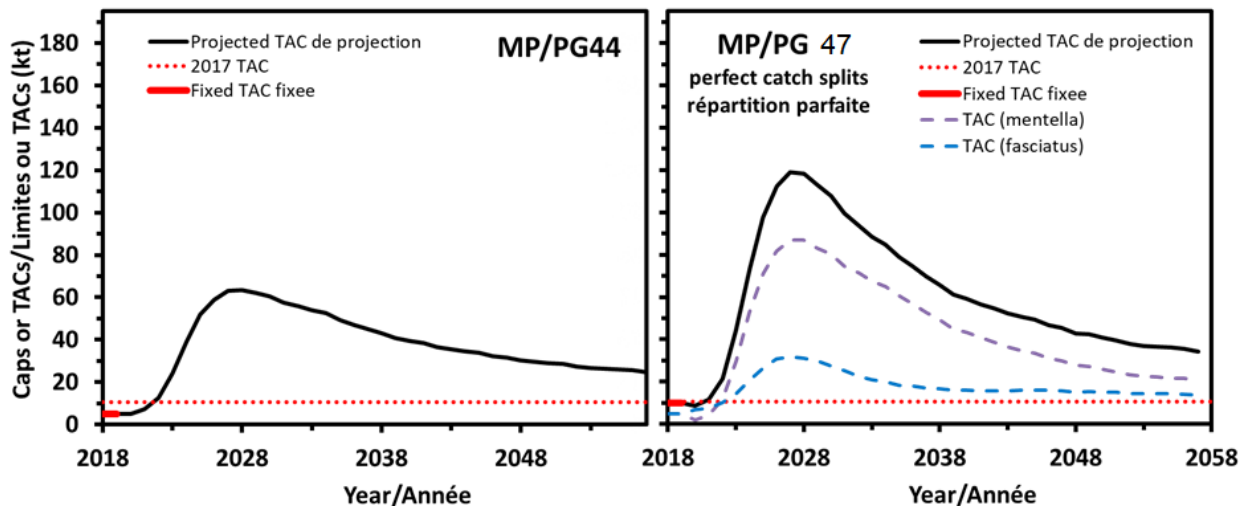


Figure H.2. Tracés du total autorisé des captures (TAC) moyen sous les procédures de gestion 44 et 47 selon le modèle opérationnel de référence.

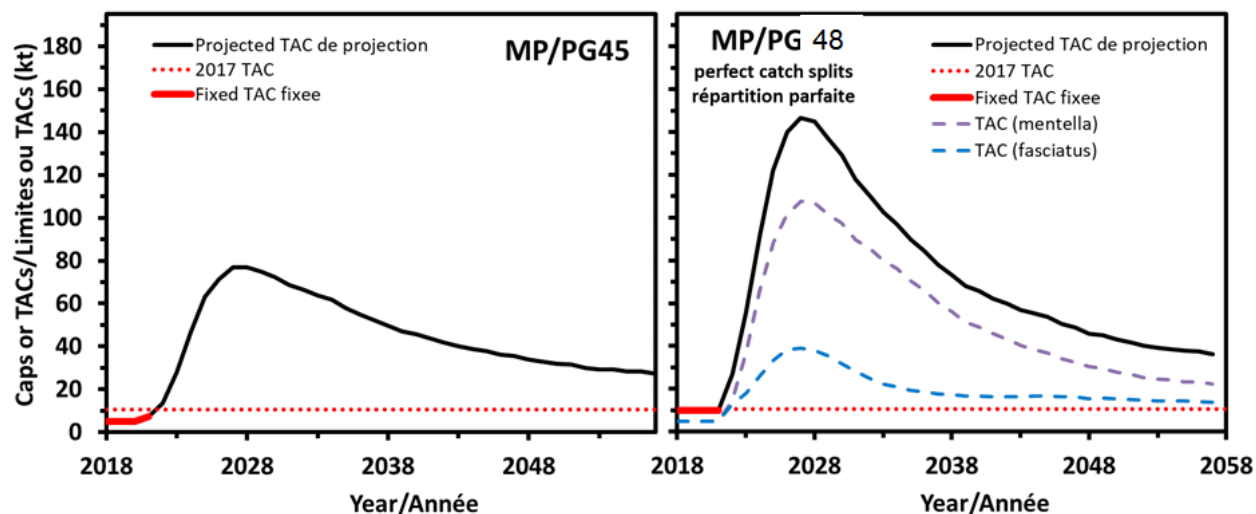


Figure H.3. Tracés du total autorisé des captures (TAC) moyen sous les procédures de gestion 45 et 48 selon le modèle opérationnel de référence.

## CONCLUSIONS

Les procédures de gestion 46 à 48, qui appliquent des limites de prises par espèce, ont atteint tous les objectifs de conservation du stock selon tous les modèles opérationnels de base, en plus de permettre des prises annuelles de 1,4 à 2,0 supérieures à ce que permettent les procédures de gestion ne séparant pas les prises par espèce. En somme, comparativement aux procédures de gestion qui précisent les limites de prises en regroupant les deux espèces, la mise en œuvre éventuelle de procédures de gestion précisant les limites de prises par espèce pourrait permettre, presque immédiatement, d'augmenter les prises tout en continuant d'atteindre les objectifs de conservation du stock. Toutefois, les simulations effectuées supposaient une mise en œuvre parfaite des procédures de gestion, sans erreur dans l'évaluation de la composition taxonomique des prises, et les calculs ont seulement été effectués pour les modèles opérationnels de base. Enfin, puisqu'il est probable que l'évaluation de la composition taxonomique des prises futures comporte certaines erreurs, une telle procédure de gestion qui est fondée sur la séparation des prises par espèce et qui atteint les objectifs de conservation pourrait, en réalité, produire de plus faibles augmentations des prises prévues que ce qui est suggéré dans la présente analyse.

Tableau H.1. Améliorations moyennes des limites de prise sous les procédures de gestion précisant des limites de prise par espèce.

TAC par espèce de la PG	TAC combiné de la PG	Amélioration moyenne du TAC	Amélioration annuelle maximale du TAC	Gain total du TAC sur 40 ans
46	43	1,4 à 1 9 fois	58 kt/année	984 kt
47	44	1,4 à 1 9 fois	60 kt/année	982 kt
48	45	1,4 à 2,0 fois	76 kt/année	1 124 kt