



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/053

Région du Golfe

Exigences scientifiques pour le plan de rétablissement de la morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T et sous-division 4Vn de l'OPANO de novembre à avril)

F. Turcotte, J.L. McDermid et D. Ricard

Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du Golfe
343, avenue Université, C.P. 5030
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (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 le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-72386-0 N° cat. Fs70-5/2024-053F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Turcotte, F., McDermid, J.L., Ricard, D. 2024. Exigences scientifiques pour le plan de rétablissement de la morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T et sous-division 4Vn de l'OPANO de novembre à avril). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/053. v + 54 p.

Also available in English :

Turcotte, F., McDermid, J.L., Ricard, D. 2024. Scientific Requirements for the Rebuilding Plan of Southern Gulf of St. Lawrence (NAFO Division 4T and 4Vn November to April) Atlantic Cod (Gadus morhua). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/053. v + 51 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. CONTEXTE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT	1
2. POINTS DE RÉFÉRENCE	2
2.1. DÉFINITION DE DOMMAGES GRAVES.....	4
2.2. DOMMAGES GRAVES POUR LA MORUE DU SGSL	4
2.2.1. Biomasse	4
2.2.2. Productivité	5
2.2.3. Recrutement.....	6
2.2.4. Capacité de reproduction et maturation	6
2.2.5. Survie	7
2.2.6. Croissance	8
2.2.7. Dommages graves	9
2.3. MÉTHODES	9
2.3.1. PRL basé sur une relation entre le stock et le recrutement	9
2.3.2. PRL fondé sur la B_0	11
2.3.3. PRL basé sur MSY_{proxy} des lignes directrices de l'approche de précaution du MPO 11	
2.3.4. PRL d'un modèle de production excédentaire utilisant une série chronologique de capture plus longue.....	13
2.4. RÉSULTATS	14
2.4.1. PRL basé sur une relation entre le stock et le recrutement	14
2.4.2. PRL fondé sur la B_0	17
2.4.3. PRL fondé sur $BMSY_{proxy}$ des lignes directrices de l'approche de précaution du MPO	17
2.4.4. PRL d'un modèle de production excédentaire avec une série chronologique de capture plus longue.....	18
2.5. ÉVALUATION DU MEILLEUR PRL CANDIDAT	22
2.5.1. PRL actuel.....	22
2.5.2. PRL basé sur une relation entre le stock et le recrutement	22
2.5.3. PRL fondés sur la B_0	23
2.5.4. PRL fondé sur $BMSY_{proxy}$ des lignes directrices de l'approche de précaution du MPO	23
2.5.5. PRL fondé sur MSY d'un modèle de production excédentaire	24
2.5.6. Meilleur PRL.....	26
2.5.7. PRL d'autres stocks de morue	29
2.5.8. Points de référence supérieurs et cibles	30
2.5.9. État et tendance du stock.....	31
3. CIBLE ET ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT	31
3.1. CIBLE DE RÉTABLISSEMENT.....	31
3.2. ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT	32

4. PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LA CIBLE DE RÉTABLISSEMENT DANS DIVERS SCÉNARIOS ENVIRONNEMENTAUX OU DE GESTION	32
4.1. SCÉNARIOS ENVIRONNEMENTAUX	32
4.1.1. Scénarios de mortalité naturelle.....	33
4.1.2. Scénario de recrutement.....	34
4.1.3. Projections démographiques.....	35
4.2. SCÉNARIOS DE GESTION	37
4.2.1. Atténuer les prises accessoires	38
4.2.2. Taille légale.....	39
5. OBJECTIFS MESURABLES SUPPLÉMENTAIRES	39
5.1. FAVORISER LE RECRUTEMENT.....	40
5.2. STRUCTURE SELON L'ÂGE.....	40
5.3. TAILLE ET ÉTAT SELON L'ÂGE	40
5.4. RÉPARTITION SPATIALE	41
5.5. HABITAT	41
6. SUIVI DE LA PROGRESSION DU RÉTABLISSEMENT	41
7. FRÉQUENCE DE L'EXAMEN PÉRIODIQUE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT	42
8. RÉFÉRENCES CITÉES	42
ANNEXE 1: EFFET DE L'ABONDANCE DES POISSONS PÉLAGIQUES SUR LE RECRUTEMENT DE LA MORUE.....	48
ANNEXE 2 : AJUSTEMENTS DU MODÈLE DE PRODUCTION EXCÉDENTAIRE, RÉPARTITIONS ANTÉRIEURE ET POSTÉRIEURE	51
ANNEXE 3 : EMBLACEMENT DES FRAYÈRES DE LA MORUE	53

RÉSUMÉ

Le stock de morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T et sous-division 4Vn [de novembre à avril] de l'Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest [OPANO]) se situe sous son point de référence limite (PRL) et dans la zone critique selon l'approche de précaution. Le ministère des Pêches et des Océans (MPO) doit donc élaborer un plan de rétablissement pour ce stock aux termes des nouvelles dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* modifiée. Un plan de rétablissement comprend plusieurs éléments qui nécessitent un avis du Secteur des sciences du MPO, notamment : (i) l'état du stock; (ii) les causes de son déclin; (iii) la cible de rétablissement et son échéancier; (iv) des objectifs mesurables supplémentaires; (v) la probabilité de l'atteinte des objectifs de rétablissement au moyen des mesures de gestion; (vi) une méthode de suivi des progrès vers le rétablissement; et (vii) la fréquence de l'examen périodique du plan de rétablissement.

La taille du stock de morue du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) remontant à 1917 a été estimée à l'aide d'un modèle de production excédentaire. La biomasse de la morue a dépassé la biomasse du rendement maximal durable jusqu'à la fin des années 1940. La biomasse a commencé à diminuer dans les années 1950, au moment où les prises ont commencé à augmenter à partir de valeurs stables. La biomasse de morue du sGSL en 2018 correspondait à 2,4 % de la biomasse de 1917. La source de dommages graves et la cause du déclin de la morue du sGSL sont la mortalité par pêche supérieure à celle de la mortalité par pêche au rendement maximal durable en 1955 et par la suite. D'autres sources de dommages graves, et probablement de conséquences d'une surpêche, comprennent un état durable de faible production et de faible biomasse, la surpêche menant à la diminution du recrutement, une mortalité naturelle élevée et un effet d'Allee causé par la prédation, une faible croissance et un mauvais état corporel, ainsi qu'une diminution de l'âge à la maturité.

Un examen des points de référence de la biomasse a généré un nouveau PRL calculé à l'aide du modèle statistique des prises selon l'âge; valeur initiale $0,25 B_0$. On estime qu'il correspond à une biomasse du stock reproducteur (BSR) de 210 000 t. Avec ce nouveau PRL, on estime maintenant que le stock a diminué jusque dans la zone critique en 1990.

En plus d'avoir une probabilité de 75 % d'être égal ou supérieur au PRL, la définition de la cible de rétablissement devrait inclure le fait que le stock doit être égal ou supérieur à ce niveau pendant quatre années consécutives et que les projections de la population doivent montrer que le stock exploité est susceptible de continuer sa trajectoire positive sur quatre années après l'atteinte de la cible.

Les projections ont montré qu'il est peu probable que le stock se rétablisse pour atteindre l'objectif de rétablissement dans les conditions actuelles même en l'absence de mortalité par pêche, et que les conditions environnementales qui permettraient d'inverser le déclin de la biomasse de la morue sont peu susceptibles de se produire. Les projections ont montré qu'à 300 t de morues capturées dans les prises accessoires, la BSR de la population dans 10 ans serait réduite de 10 %. À 500 t de morues capturées dans les prises accessoires, la BSR de la population dans 10 ans serait réduite de 16 %. Des objectifs mesurables supplémentaires concernant le plan de rétablissement devraient comprendre le rétablissement d'une structure selon l'âge tronquée, une amélioration de la taille et de l'état selon l'âge, le rétablissement de la répartition spatiale dans les eaux peu profondes, et la promotion du recrutement au moyen de la protection des frayères.

Les progrès du rétablissement feront l'objet d'un suivi à l'aide du relevé provisoire sur les indicateurs et des modèles d'évaluation des stocks. L'examen périodique du plan de rétablissement devrait suivre le cycle d'évaluation du stock qui dure quatre ans et devrait comprendre une mise à jour provisoire à mi-parcours.

1. CONTEXTE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT

L'article 6.2 des dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* modifiée (2019) et l'article 70 du *Règlement de pêche (dispositions générales)* exigent l'élaboration et la mise en œuvre d'un plan de rétablissement pour les grands stocks de poisson prescrits dans ces dispositions dans les 24 mois suivant le jour où le ministre est informé que le stock a baissé jusqu'à son point de référence limite (PRL) ou en dessous de celui-ci. Dans le cas où un stock se situe déjà à son PRL ou en dessous de celui-ci le jour où il est prescrit en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons, la période de 24 mois accordée pour l'élaboration d'un plan de rétablissement du stock commence ce jour-là, ce qui s'est produit le 4 avril 2022 pour la morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent (ci-après : morue du sGSL).

L'unité de gestion de la morue franche du sGSL correspond à la division 4T et à la sous-division 4Vn (de novembre à avril) de l'Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest (OPANO) (Figure 1). Ce stock est pêché depuis le XVI^e siècle ou même avant. À la suite de l'effondrement du stock dans les années 1990, la pêche a été fermée de septembre 1993 à mai 1998, rouverte en tant que pêche indicatrice en 1999, pour être fermée à nouveau depuis 2009. Un total autorisé des captures (TAC) de 300 t est établi pour tenir compte des captures accessoires découlant d'autres pêches de poissons de fond, de la pêche récréative limitée, de la pêche à des fins scientifiques et de la pêche autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles.

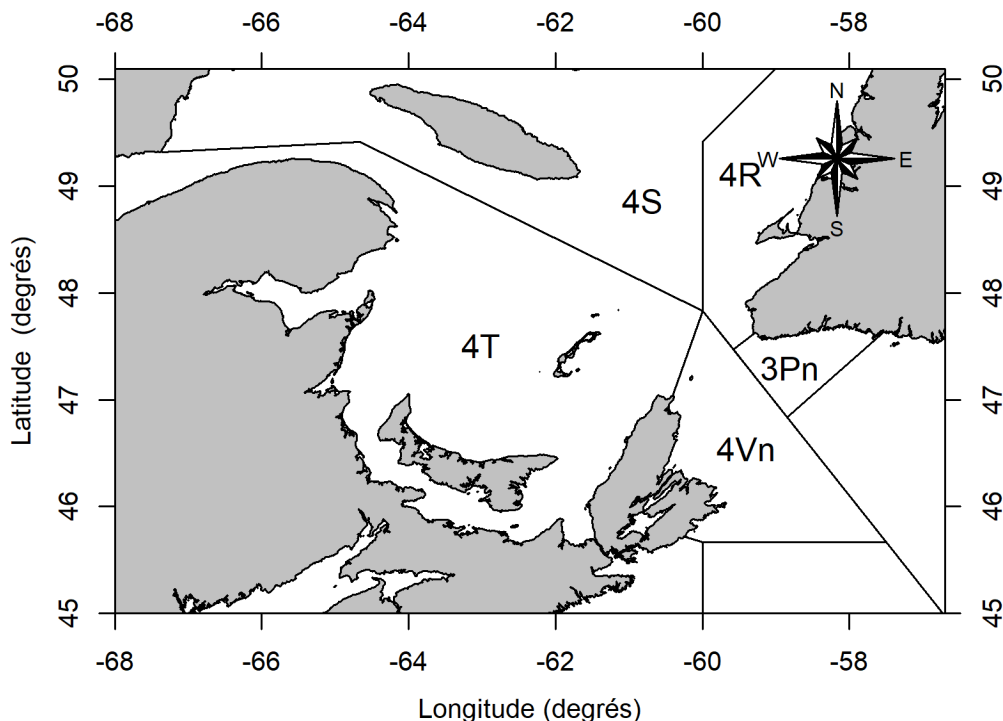


Figure 1 : Divisions de l'OPANO dans le golfe du Saint-Laurent et le détroit de Cabot.

Lors de son évaluation de la morue franche en 2003, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné l'unité désignable (UD) des Maritimes comme étant « préoccupante ». Le stock du sGSL faisait partie de cette UD. En avril 2010, le COSEPAC a

réévalué la situation de la morue franche et a divisé la précédente UD des Maritimes en deux populations, à savoir l'UD du sud chenal laurentien et l'UD du sud. L'UD du sud du chenal Laurentien, qui comprend le stock de morue du sGSL, a été désignée « en voie de disparition », une catégorie de risque plus élevée que celle d'espèce préoccupante, en raison d'un déclin de 90 % de l'abondance sur trois générations (COSEPAC 2010). En réponse à l'évaluation du COSEPAC, une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) de l'UD du sud du chenal Laurentien a été réalisée en 2011 en fonction des données de la fin de 2009 (MPO 2011; Swain *et al.* 2012). Cette EPR a permis de conclure que le stock de morue du sGSL devrait continuer de diminuer, même en l'absence de pêche, si la productivité du stock demeurait à son niveau actuel.

La dernière évaluation complète du stock de morue du sGSL a été achevée en mars 2019 (MPO 2019; Swain *et al.* 2019). Dans le cadre du cycle d'évaluation pluriannuel des stocks de morue du sGSL, une mise à jour provisoire de l'année a été fournie à mi-chemin du cycle d'évaluation quadriennal en 2021, en utilisant des données jusqu'en 2020 (MPO 2021a).

La dernière évaluation et la mise à jour provisoire ont toutes deux confirmé que le stock demeure en dessous de son PRL et à l'intérieur des limites de la zone critique selon l'approche de précaution (AP) depuis 2005. Par conséquent, un plan de rétablissement doit être élaboré. L'article 70 du *Règlement de pêche (dispositions générales)* énonce le contenu requis des plans de rétablissement, qui comportent plusieurs exigences clés, lesquelles sont définies ou appuyées par les conseils du Secteur des sciences du MPO. Des avis scientifiques pour certaines des exigences sont déjà disponibles dans les documents évalués par les pairs au moyen de principales publications ou d'autres processus du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS). Par exemple, l'état du stock, les tendances et les causes probables du déclin du stock, ainsi que la faible probabilité que le stock soit rétabli dans les conditions environnementales actuelles sont disponibles dans les évaluations récentes et la publication de documents (Neuenhoff *et al.* 2019; Swain *et al.* 2019; Rossi *et al.* 2022). Ce document fournira un résumé des données scientifiques publiées; toutefois, l'examen par les pairs sera axé sur les nouvelles analyses scientifiques effectuées pour éclairer l'élaboration du plan de rétablissement de la morue du sGSL. Les objectifs précis du plan sont les suivants : i) examiner et mettre à jour le PRL actuel, et établir l'état du stock en respectant le PRL recommandé; ii) formuler des avis sur la sélection de la cible de rétablissement; iii) calculer et évaluer la probabilité de l'atteinte de la cible de rétablissement selon un calendrier déterminé et divers scénarios liés à l'environnement et à la gestion des pêches; iv) proposer des objectifs mesurables supplémentaires; v) déterminer des indicateurs afin de suivre la progression du rétablissement; et vi) fournir des directives sur la fréquence de l'examen périodique du plan de rétablissement.

2. POINTS DE RÉFÉRENCE

Le PRL représente la limite supérieure de l'état d'un stock qu'il faut se garder d'atteindre afin d'éviter que des dommages graves soient causés au stock, et il constitue la limite entre la zone critique et la zone de prudence selon la politique sur l'approche de précaution du MPO (MPO 2023a). Les stocks à un niveau inférieur à leur PRL (c.-à-d. dans la zone critique) sont considérés comme présentant un risque inacceptable d'altération de la capacité de reproduction ou d'autres dommages graves (Shelton et Rice 2002). Le PRL devrait être défini à un point avant qu'un préjudice grave ne soit observé et non à un point où un préjudice grave est observé (Kronlund *et al.* 2018). Lorsque le stock atteint ce niveau, il peut également y avoir des répercussions sur l'écosystème et sur les espèces associées, ainsi qu'une diminution à long terme des possibilités de pêche. Il existe plusieurs approches pour calculer un PRL, elles peuvent être peaufinées au fil du temps, et leur adéquation individuelle à des stocks en particulier dépend de la nature et de la qualité des données et des méthodes et résultats

d'évaluation des stocks. Le point de référence limite est fondé sur des critères biologiques et établi par le Secteur des sciences du MPO selon un processus évalué par des pairs (MPO 2009).

Le PRL actuel pour ce stock, soit 80 000 tonnes (t) de biomasse du stock reproducteur (BSR), a été établi en 2003 à l'aide de la BSR en deçà de laquelle la probabilité d'un faible recrutement est élevée (selon les relations entre le stock et le recrutement fondées sur le modèle de 2003), ainsi que $B_{\text{rétablissement}}$ (Chouinard *et al.* 2003). Comme il a été mentionné dans la dernière évaluation (Swain *et al.* 2019), de nombreux changements ont été apportés au modèle depuis 2003, ce qui fausse la valeur absolue du PRL. Par conséquent, le PRL devrait être révisé. Par exemple, d'après le changement d'échelle du modèle, $B_{\text{rétablissement}}$ est maintenant estimée à 107 000 t de la BSR (Swain *et al.* 2019). Le point de référence supérieur (PRS) pour ce stock est de 200 000 t (Mohn et Chouinard 2004). Il n'y a pas de point de référence cible (PRC) ou de référence de prélèvement (RP) convenu pour ce stock.

Il est complexe d'obtenir des points de référence pour les stocks dont la productivité varie dans le temps, en particulier pour les stocks dont la productivité diminue régulièrement, comme la morue du sGSL. L'utilisation de points de référence dynamiques peut entraîner l'abaissement progressif d'un seuil de conservation, de sorte que le risque peut être sous-estimé (Cox *et al.* 2019). De plus, les méthodes à l'équilibre des points de référence fondés sur la mortalité par pêche (F) (comme F_{MSY} ou $F_{0.1}$) peuvent suggérer que les stocks ayant une mortalité naturelle (M) élevée et/ou des calendriers de maturité positionnés à gauche des calendriers de sélectivité peuvent être pêchés à des taux élevés et maintenir des valeurs élevées de biomasse, ce qui n'est pas conforme aux simulations de reconstructions de stocks (MPO 2017a; Turcotte *et al.* En prép.¹). Cox *et al.* (2019) ont constaté que, pour un stock dont la dynamique de productivité est très similaire à celle de la morue du sGSL, un PRL théorique devrait être fixé au fil du temps et que les PRL empiriques potentiels (p. ex. basés sur les niveaux de stock ou d'indice de la biomasse observés précédemment) ne devraient pas tenir compte des pires scénarios. Lors de l'utilisation de PRL dynamiques ou empiriques en fonction de périodes d'états de dommages graves, la probabilité de violation des PRL dynamiques et empiriques était généralement proche ou égale à zéro, omettant d'indiquer les risques dans les situations où les risques pourraient être importants. Ces considérations limitent les méthodes qui peuvent être utilisées pour dériver un PRL qui peut être appliqué de façon prudente à la morue du sGSL.

Pour examiner le PRL actuel et explorer d'autres PRL pour la morue du sGSL, il est d'abord nécessaire de déterminer le point où des dommages graves se sont produits. Ici, un bref examen de la littérature et des estimations de l'évaluation des stocks de la dynamique, des processus et de l'état des stocks ont été utilisés pour éclairer l'évaluation du point où des dommages graves se sont produits. Plusieurs PRL candidats estimés à l'aide de différentes méthodes ont ensuite été évalués pour déterminer quel était le meilleur. L'évaluation de plusieurs candidats est informative, car elle peut donner confiance dans la sélection d'un PRL lorsque les estimations concordent, mais peut également cerner les risques potentiels lorsque les estimations ne concordent pas (MPO 2022). Les indicateurs, les PRL et les paramètres de l'état des stocks devraient tenir compte de la fiabilité, de la plausibilité et de l'incertitude (MPO 2023a). Ici, une approche fondée sur le poids de la preuve a été utilisée pour évaluer et

¹ Turcotte, F. et McDermid, J.L. Exigences scientifiques du plan de rétablissement pour le stock de hareng Atlantique du sud du Golfe du Saint Laurent (Division de l'OPANO 4TVn). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. En préparation.

sélectionner le meilleur candidat PRL, laquelle a été comparée aux principes des pratiques exemplaires pour les indicateurs, les PRL et les paramètres de l'état des stocks (MPO 2023a).

2.1. DÉFINITION DE DOMMAGES GRAVES

Dans le contexte des pêches, les dommages graves peuvent être déterminés (MPO 2023a) comme un état indésirable qui peut être irréversible ou réversible lentement et à long terme seulement. Ces dommages peuvent être directement ou indirectement attribuables à la pêche, à d'autres causes anthropiques ou à des causes naturelles, et ils peuvent se produire dans l'état où se trouve le stock avant qu'il ne devienne menacé de disparition. Ces états peuvent être associés à une altération de la productivité ou de la capacité de reproduction résultant de changements dans les processus biologiques (comme le recrutement, la croissance, la maturation et la survie), et peuvent entraîner une perte de résilience, définie comme une dégradation de la capacité à se rétablir, à dépasser le taux de remplacement ou à se remettre d'une perturbation. En outre, ces états peuvent être associés à un risque élevé de manque de compensation ou d'effets d'Allee (c'est-à-dire une dépendance négative à la densité dans laquelle le taux intrinsèque de croissance d'un stock diminue au lieu d'augmenter, à mesure que l'abondance diminue) et correspondent à une situation où la dynamique de la population est généralement mal comprise. Lorsque l'on estime qu'un stock court le risque de subir des dommages graves, il peut également y avoir des répercussions sur l'ensemble du système socioécologique (p. ex., l'écosystème, les espèces associées ou dépendantes, une perte à long terme des possibilités de pêche). Cependant, les inefficacités économiques telles que la surpêche ou la réduction du rendement ne constituent pas en elles-mêmes des dommages graves pour un stock.

2.2. DOMMAGES GRAVES POUR LA MORUE DU SGSL

2.2.1. Biomasse

La BSR de la morue du sGSL a généralement diminué au cours de la période de 1950 à 2018, à l'exception d'une période de 10 ans allant du milieu des années 1970 à la fin des années 1980 (Swain *et al.* 2019). La BSR a atteint un sommet au milieu des années 1950 et a diminué à des niveaux très bas au milieu des années 1970. La BSR s'est ensuite rapidement rétablie à la fin des années 1970, atteignant un sommet en 1981. La BSR s'est ensuite effondrée tout aussi rapidement entre 1987 et 1993 environ, lorsque la pêche dirigée a été fermée. La BSR est en déclin depuis 2001 et a franchi le PRL actuel (80 000 t) pour tomber dans la zone critique en 2005. La BSR estimée au début de 2018 était de 13 947 t (IC à 95 % : 10 700 à 18 500 t), soit une baisse de 88 % depuis 2000 et une baisse de 96 % depuis 1985, ce qui représente 17 % du PRL.

La morue franche est exploitée depuis des siècles dans le nord-ouest de l'océan Atlantique. Des reconstructions de la taille d'autres stocks de morue ont été effectuées à l'aide de données sur les prises et l'effort des journaux de bord remontant à plusieurs siècles (Rosenberg *et al.* 2005) et des modèles de production excédentaire (Rose 2004; Schijns *et al.* 2021). En particulier pour les stocks qui ont connu des siècles d'exploitation, l'intégration de renseignements du passé, même s'il s'agit seulement de données sur les débarquements, élargit la vision de la dynamique des stocks, des états antérieurs et de la productivité potentielle. Plus important encore, ils peuvent aider à contrecarrer le syndrome de basculement, qui a comme conséquence un accommodement graduel de la disparition progressive des ressources, des points de référence et des objectifs inadéquats de réhabilitation (Pauly 1995).

Rose (2004) a estimé que les stocks de morue franche au large de Terre-Neuve représentaient actuellement environ 5 % de leur biomasse historique (entre 1500 et le milieu des

années 1900), tandis que les stocks de morue de l'Atlantique Nord de la division 2J3KL de l'OPANO au large des côtes de Terre-Neuve-et-Labrador se sont révélés susceptibles d'être inférieurs à 1 % de leur biomasse d'origine à l'heure actuelle, selon Schijns *et al.* 2021. On estime que la biomasse contemporaine de la morue franche du plateau néo-écossais (division 4VsW de l'OPANO) ne constitue qu'environ 4 % de ce qu'elle était dans les années 1800 (Rosenberg *et al.* 2005). La biomasse maximale observée au cours de la période moderne d'évaluation de la morue de la division 4VsW est cinq fois plus petite que la concentration estimée en 1852 pour ce stock, soit environ 240 kt au début des années 1980 (MPO 2015). Si les densités de morue dans le sGSL étaient semblables au cours des périodes antérieures, la biomasse dans le sGSL aurait été d'environ 735 kt d'après la taille relative des deux écosystèmes (Neuenhoff *et al.* 2019). Cette approximation, bien qu'elle soit très incertaine en termes absolus, est raisonnable parce que l'on pense que les stocks de morue ont connu une exploitation historique similaire. Le déclin historique de ces stocks de morue a été attribué à la surpêche. Il est probable que la morue du sGSL ait connu des niveaux d'exploitation historiques semblables, ce qui aurait pu entraîner des déclins similaires de la biomasse au cours des derniers siècles.

Les conséquences de l'épuisement d'un stock à une petite taille peuvent être importantes pour leur vulnérabilité et leur capacité de rétablissement. Les stocks épuisés peuvent présenter une plus grande vulnérabilité aux changements environnementaux stochastiques et une variabilité accrue de la mortalité (Minto *et al.* 2008), tandis que plus l'épuisement de la population est important, plus la période de rétablissement est longue et incertaine (Neubauer *et al.* 2013).

2.2.2. Productivité

La présence d'états de production faible et de biomasse faible (PF-BF) au fil du temps est évaluée en inspectant la relation entre la production excédentaire et la biomasse de la population ou du stock reproducteur. La persistance de tels états peut être un indicateur de dommages graves à la capacité d'un stock de poissons de croître à des niveaux cibles de BSR (Kronlund *et al.* 2018). La production annuelle de morue du sGSL a été estimée par Swain *et al.* 2019. La production de morue a été en moyenne de 59 000 t entre 1950 et 1985. Depuis le début du premier moratoire en 1994, la production annuelle était en moyenne à -4 000 t (c.-à-d. un déficit de production). Le déficit de production moyen depuis 2001 est estimé à -7 000 t. Parmi les 15 stocks de morue de l'Atlantique Nord, la morue du sGSL s'est avérée la moins productive (Dutil et Brander 2003). Pour la morue du sGSL, un état de PF-BF s'est produit depuis 1993, lorsque la BSR était de 110 000 t.

On s'attend à ce que le taux de croissance de la population par poisson (p. ex. production par unité de biomasse) augmente à mesure que la taille de la population diminue en raison de la diminution de la concurrence intraspécifique à faible taille de la population (Nicholson 1933). Toutefois, dans certains cas, la croissance de la population par unité de biomasse diminue à mesure que la taille de la population diminue en dessous d'un certain seuil. C'est ce qu'on appelle un effet d'Allee (Courchamp *et al.* 1999). Les effets d'Allee augmentent le risque de disparition à de faibles tailles de population. La relation entre le taux de production de la population de morue et la biomasse de la population a montré une dépendance positive à la densité entre 1991 et 2017 (Swain *et al.* 2019). Le déficit de production actuel de la morue du sGSL semble être attribuable à un effet d'Allee causé par la prédation, un effet démographique causé par le déclin de l'abondance de la morue à de très faibles niveaux en raison de la surpêche et à un nouvel effet attribuable à l'augmentation de l'abondance des prédateurs (Neuenhoff *et al.* 2019). La morue dans le sGSL semble avoir franchi le seuil d'Allee en 1993, lorsque la BSR a été estimée à 112 000 t (Swain *et al.* 2019). Ainsi, le PRL devrait se situer bien au-dessus de 112 000 t.

2.2.3. Recrutement

Le recrutement de la morue (abondance des poissons d'âge 2) a généralement varié en même temps que la BSR, augmentant des années 1960 au début des années 1980 pour atteindre un sommet de 569 millions de poissons en 1982 (Swain *et al.* 2019). Le recrutement a ensuite diminué graduellement au fil du temps et s'est situé au niveau le plus bas de la série chronologique de 69 ans pendant la période de 2014 à 2018, avec une moyenne de 27 millions de poissons. Les taux de recrutement (l'abondance à l'âge 2 divisée par la BSR qui les a produits) sont demeurés relativement stables au cours de la période d'évaluation, mais ils étaient exceptionnellement élevés pour les classes d'âge de 1973 à 1977 et étaient également légèrement supérieurs à la moyenne au cours des dernières années.

Les taux de recrutement exceptionnellement élevés dans les années 1970 ont alimenté la reprise rapide de ce stock après son effondrement antérieur. On pense que le taux de recrutement au cours de cette période est anormalement élevé, ce qui pourrait correspondre à la réduction de la prédation sur les œufs et les larves de morue à la suite de l'effondrement des stocks de poissons pélagiques dans le sGSL au début des années 1970 (Swain et Sinclair 2000). Cet effet négatif de la biomasse des poissons pélagiques sur le succès du recrutement de la morue dans le sGSL a été estimé à l'aide des données et des résultats du modèle de 1963 à 1994. Toutefois, d'après les estimations récentes de la taille de la population de morue, de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) et de maquereau (*Scomber scombrus*), la relation entre la biomasse des poissons pélagiques et le succès du recrutement de la morue semble moins évidente (Annexe 1). Perälä *et al.* (2017) ont trouvé des preuves de changements de régime dans les paramètres des relations entre le stock et le recrutement de la morue du sGSL (et d'autres poissons de fond) qui coïncident avec des changements dans l'abondance des poissons pélagiques (et la consommation présumée d'œufs et de larves de morue), ce qui appuie l'explication descendante de la dynamique de recrutement de la morue. Cependant, peu d'études ont examiné l'effet des facteurs environnementaux chez la morue du sGSL, qui se sont avérés être de puissants facteurs de recrutement dans d'autres systèmes.

Concernant la morue de la mer du Nord, les fluctuations du plancton ont entraîné des changements à long terme dans le recrutement de la morue, où il est démontré que la survie de la morue larvaire dépend de la taille moyenne des proies, du moment de la saison où elles sont présentes et de leur abondance (Beaugrand *et al.* 2003). La modification de l'écosystème du plancton dans la mer du Nord et la réduction de la survie des jeunes morues qui en résultent sont liées à la hausse de la température depuis le milieu des années 1980 (Beaugrand *et al.* 2003). Des hausses de températures et des changements similaires dans la composition de la communauté de copépodes ont été observés dans le sGSL, ainsi qu'une diminution concomitante du succès du recrutement chez le hareng de l'Atlantique (Turcotte 2022). Dans une méta-analyse des données sur neuf stocks de morue, Planque et Frédou (1999) ont démontré l'existence d'une relation marquée entre la température et le recrutement dans les stocks à la limite de la répartition spatiale d'une espèce. Cette constatation pourrait être transférable à la variabilité annuelle de la température de l'eau et aux tendances au réchauffement à long terme, ainsi qu'à leurs effets potentiels sur le succès du recrutement. Dans l'ensemble, les conditions requises pour le succès du recrutement de la morue du sGSL devraient faire l'objet d'une étude plus approfondie, mais le manque de données facilement disponibles sur la température et le plancton depuis les années 1970 empêche l'analyse des facteurs potentiels des taux de recrutement élevés au cours de cette décennie, pour l'instant.

2.2.4. Capacité de reproduction et maturation

L'âge et la taille à la maturité de la morue du sGSL ont diminué de façon marquée au fil du temps dans les cohortes produites dans les années 1950 et 1960, mais elles ont peu changé

depuis (Swain *et al.* 2012; Swain *et al.* 2019). Lorsque la mortalité est élevée, la valeur adaptative a tendance à être plus grande pour les individus qui atteignent une maturité précoce. On croit que le déclin de l'âge et de la taille à la maturité entre la fin des années 1950 et le début des années 1970 correspond à une réponse évolutionnaire à la mortalité élevée par pêche des années 1950 et 1960 (Swain *et al.* 2012). Le maintien de la maturation précoce après la forte réduction de la mortalité par pêche au début des années 1990 serait la conséquence de la forte mortalité naturelle actuelle.

McIntyre et Hutchings (2003) ont constaté que les cycles biologiques de la morue du sGSL se caractérisent par une fécondité propre à la taille relativement élevée, un indice gonadosomatique élevé et de gros œufs par rapport aux stocks adjacents de morue franche (Sydney Bight [4Vn], du plateau néo-écossais [4VsW] et banc de Georges). Les attributs de reproduction plus élevés de la morue du sGSL peuvent représenter une réponse de sélection à une croissance plus lente et à une maturation plus tardive, ce qui entraîne une mortalité pré-reproductive plus élevée et moins d'événements de reproduction au cours de la vie. La même étude a révélé que la fécondité propre à la taille ne variait pas de manière importante entre les années (1955-1999), à l'exception d'une fécondité relativement faible en 1998.

2.2.5. Survie

La surpêche a été considérée comme la principale cause de l'effondrement de la morue franche et d'autres poissons de fond exploités dans l'Atlantique Nord-Ouest (p. ex. Myers and Cadigan 1996; Sinclair et Murawski 1997). La mortalité par pêche de la morue du sGSL d'âge 2 à 4 a été négligeable au cours de la période d'évaluation. La mortalité par pêche chez les individus d'âge 5 et plus était élevée pendant la majeure partie des années 1950 jusqu'au milieu des années 1970, et de nouveau du milieu des années 1980 au début des années 1990 (Swain *et al.* 2019). La mortalité par pêche élevée a été le principal facteur qui a finalement mené à l'effondrement de la morue du sGSL au début des années 1990 (Myers and Cadigan 1996). Les valeurs F autour de 0,45 à 0,5 pendant 3 à 5 années consécutives ont entraîné une baisse de la BSR deux fois dans la série chronologique (Swain *et al.* 2019). Les valeurs élevées de F ont causé des dommages au stock, en particulier de la fin des années 1980 au début des années 1990, lorsque M a commencé à augmenter simultanément. Cependant, l'effet d'un F élevé dépend de l'état de l'écosystème et de ses répercussions sur la productivité du stock de morue; la productivité élevée dans les années 1970 était liée à des taux de recrutement élevés par rapport à une faible productivité en raison de la forte abondance du phoque gris dans les années 1990 (Swain *et al.* 2019).

La mortalité naturelle de la morue juvénile (âge 2 à 4) a fluctué, sans tendance, à près de 33 % (ou légèrement inférieure à ce taux) de mortalité annuelle au cours de la période d'évaluation (Swain *et al.* 2019). La valeur M de la morue plus âgée a augmenté graduellement entre 1971 et 2000 (de 33 % à 55 % pour les âges 5 à 8 et de 28 % à 46 % pour les âges 9 et plus). La valeur M a continué d'augmenter jusqu'en 2010 pour les deux groupes d'âge pour atteindre des valeurs comprises entre 55 % et 61 % et est depuis demeurée à des niveaux élevés. Des études antérieures ont obtenu des estimations de M pour la morue du sGSL allant de 0,07 à 0,1-0,2 dans les années 1970 et précédemment (Dickie 1963; Beverton 1965; Myers et Doyle 1983). Les faibles estimations de la mortalité totale (Z) dans les années 1970 par rapport aux estimations élevées de la mortalité relative par pêche suggèrent également que M était très faible au cours de cette période antérieure (Swain *et al.* 2012).

Une série complète d'hypothèses a été examinée afin de déterminer les facteurs les plus susceptibles d'être des causes importantes de l'élévation de M de la morue d'âge 5 et plus (Swain *et al.* 2011). Les facteurs examinés étaient les prises non déclarées, l'émigration, les maladies, les contaminants, le mauvais état des poissons, le changement du cycle biologique,

les parasites et la prédation par le phoque gris. Les conclusions, fondées sur le poids de la preuve, étaient que la prédation de la morue par le phoque gris était la cause de cette forte valeur de M.

La prédation par le phoque gris (*Halichoerus grypus*) a été considérée comme une source importante de mortalité pour le poisson de fond du sGSL (Swain et Benoît 2015; Neuenhoff *et al.* 2019) et le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*; Benoît et Rail 2016; Turcotte *et al.* 2021). L'augmentation de la prédation par le phoque gris a été liée à des hausses généralisées des taux de mortalité chez les poissons de fond adultes de grande taille dans cet écosystème (Benoît *et al.* 2011; Swain et Benoît 2015). On a également constaté que les déplacements de répartition de la morue, de la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) et de la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) étaient également fortement liés au risque de prédation par le phoque gris, le poisson de fond déplaçant sa répartition dans des zones à faible risque à mesure que le risque de prédation augmentait dans ses zones traditionnelles (Swain *et al.* 2015). Ce changement dans la répartition spatiale semble entraîner le coût d'une réduction de la disponibilité de la nourriture, qui se répercute dans le mauvais état corporel de la morue dans les eaux profondes (Swain and Wade 1993, Chouinard et Swain 2002).

La valeur élevée de M a été considérée comme le principal facteur empêchant le rétablissement de la morue du sGSL (Swain *et al.* 2019; Neuenhoff *et al.* 2019). Les modèles de population reliant la mortalité de la morue à l'abondance du phoque gris ont prévu un risque élevé de disparition de cette population, à moins que la présence du phoque gris dans le sGSL ne soit réduite d'au moins 65 % (Neuenhoff *et al.* 2019; Swain *et al.* 2019). L'exercice de modélisation le plus récent à l'aide des données les plus à jour sur la morue et le phoque suggère que les quotas de phoques requis pour réduire suffisamment la mortalité par prédation de la morue afin de permettre la survie de la morue étaient considérablement plus élevés que les niveaux de prélèvement actuels et feraient probablement s'effondrer le troupeau de phoques gris dans le golfe du Saint-Laurent (Rossi *et al.* 2024).

2.2.6. Croissance

Le poids selon l'âge de la morue du sud du golfe a diminué rapidement à la fin des années 1970 et au début des années 1980, révélant un déclin du taux de croissance dépendant de la densité, car l'abondance de la morue a augmenté au cours de cette période (Swain *et al.* 2012), combinée à un changement dans la direction de la mortalité par pêche sélective par taille (Hanson et Chouinard 1992; Sinclair *et al.* 2002a,b). Le poids selon l'âge est demeuré faible depuis le milieu des années 1980, malgré de meilleures conditions de croissance dans certains paramètres (c.-à-d. une dépendance moindre à la densité avec une faible abondance de la morue et des températures de l'eau relativement chaudes) et une réduction importante de la taille des poissons sélectionnés par les engins de pêche. La petite taille selon l'âge persistante peut être due en partie à une réponse génétique à la pêche sélective par taille dans les années 1980 et au début des années 1990 (Swain *et al.* 2007). Des baisses du poids selon l'âge au cours des dernières décennies, en particulier pour les poissons plus âgés, ont été documentées pour de multiples stocks de poissons visés par la pêche commerciale, quel que soit l'ordre taxonomique (Charbonneau *et al.* 2019).

L'état corporel de la morue du sGSL était relativement élevé du début au milieu des années 1970, faible de la fin des années 1970 au milieu des années 1980, près de la moyenne à long terme de la fin des années 1980 au milieu des années 2000, mais a diminué à des niveaux plus faibles au cours des dernières années (Swain *et al.* 2019). L'état élevé au milieu des années 1970, suivi de l'état faible au milieu des années 1980, peut correspondre à des effets dépendant de la densité dans la concurrence intraspécifique pour les ressources à mesure que l'abondance augmentait. Toutefois, on s'attendrait à ce que l'état de la morue

augmente avec la faible abondance de la morue au cours des dernières décennies. Cet état faible persistant pourrait être le résultat du risque de prédation par le phoque gris. La morue s'est déplacée de ses aires d'alimentation traditionnelles vers des eaux plus profondes où le risque de prédation est faible (Swain *et al.* 2015), mais où les valeurs historiques de l'état étaient inférieures à celles d'autres zones du sGSL (Chouinard et Swain 2002). Par conséquent, le changement dans la répartition pourrait avoir réduit le risque de prédation, mais pourrait aussi avoir entraîné une diminution de l'état dans un habitat défavorable.

2.2.7. Dommages graves

Les sources de dommages graves à l'égard de la morue du sGSL sont multiples et comprennent la surpêche, un état durable de faible production et de faible biomasse, la surpêche menant à la réduction du potentiel reproducteur, une mortalité naturelle élevée, un effet d'Allee causé par la prédation, une faible croissance et un mauvais état corporel, ainsi qu'une diminution de l'âge à la maturité. Par conséquent, il est difficile de déterminer un seul point où un dommage grave s'est produit.

Un état de faible production et de faible biomasse a commencé en 1993 lorsque la BSR était de 110 000 t et s'est poursuivi depuis. Le seuil de l'effet d'Allee suggère un niveau minimal de dommages graves de 112 000 t, mais ce point devrait être évité à tout prix puisque les niveaux de biomasse inférieurs à ce seuil entraînent un risque élevé de disparition pour le stock. Par conséquent, le PRL devrait être fixé à un niveau plus élevé que le seuil de l'effet d'Allee. Malheureusement, il n'y a pas de directives guidant la détermination d'un PRL par rapport à un seuil d'effet Allee, en particulier compte tenu des diverses composantes de la productivité variant dans le temps pour un stock tel que la morue du sGSL. Il semble hautement plausible que ce stock ait été à un bas niveau pendant la majeure partie de la période couverte par l'évaluation du stock, que l'information disponible sur la productivité du stock soit basée sur une période d'état principalement endommagé et que l'état de dommage grave ait été atteint avant la période d'évaluation.

2.3. MÉTHODES

Les estimations de la population de morue du sud du golfe du Saint-Laurent ont été obtenues à partir des résultats du modèle de population produits lors de la dernière évaluation (Swain *et al.* 2019).

2.3.1. PRL basé sur une relation entre le stock et le recrutement

2.3.1.1. PRL basé sur la biomasse a 50 % du recrutement maximal

La relation stock-recrues (RSR) a été modélisée à l'aide de trois modèles paramétriques : Beverton-Holt (BH), Ricker (RK) et « bâton de hockey » (*Hockey Stick*; HS; le code a été adapté de Duplisea et Fréchet 2010). Les modèles de BH et de RK ont été ajustés aux données à l'aide de la fonction `nls` dans le logiciel statistique R (R Core Team 2021). Le modèle de BH était de la forme :

$$R = \frac{aS}{(b + S)}$$

où R est le nombre de recrues dans une classe d'âge donnée, S est la BSR qui a produit cette classe d'âge, a est le recrutement asymptotique, et b est la BSR nécessaire pour produire, en moyenne, le recrutement égal à la moitié du maximum (50 % R_{max}).

Le modèle de RK prenait la forme suivante :

$$R = aSe^{-bS}$$

où R est le nombre de recrues dans une classe d'âge donnée, S est la BSR qui a produit cette classe d'âge, a est le nombre de recrues par unité de biomasse de géniteurs à de faibles niveaux de stock et b se rapporte au taux de déclin des recrues par unité de biomasse de géniteurs à mesure que S augmente. R_{max} est obtenu par :

$$R_{max} = \frac{a}{b} e^{-1}$$

Le modèle HS, également appelé régression segmentée ou de point de changement, modélise la RSR en deux segments, l'un étant une ligne plate au recrutement maximal et l'autre une ligne droite de l'origine à un point croisant le segment plat. L'intersection des deux lignes est déterminée par une méthode de recherche par grille itérative utilisant l'algorithme de Julious (Julious 2001; O'Brien *et al.* 2003).

Un ajustement non paramétrique (NP) des données a été effectué à l'aide d'une cannelure cubique dans la fonction `smooth.spline` du logiciel statistique R. Divers degrés de liberté ont été utilisés dans une analyse de sensibilité, et les meilleurs ajustements aux données sont présentés. NP BSR50% R_{max} a été calculé comme la BSR50% R_{max} moyen des trois meilleurs ajustements.

Le PRL dérivé de la RSR dépendra de la forme fonctionnelle de la relation et du type de dynamique observée. Les PRL dérivés de ces méthodes sont la BSR à 50 % de R_{max} , qui est la biomasse associée à une réduction de 50 % du recrutement maximal moyen estimée à partir de la RSR.

2.3.1.2. PRL basé sur le guide du CIEM

La morue du sGSL correspond à la description de deux types de stocks du guide du CIEM aux points de référence (CIEM 2017) où le PRL est choisi en fonction de la tendance observée dans les relations entre le stock et le recrutement :

Type 2 : Large éventail dans les BSR avec des preuves de recrutement affaibli à faible BSR. Le PRL peut être un point de changement à partir d'une régression segmentée d'une courbe stock-recrue en bâton de hockey (B_{lim}).

Type 3 : Identique au type 2, mais pas d'asymptote clair dans le recrutement à BSR élevé. L'estimation dépend d'une évaluation de la mortalité historique par pêche. Si F a été élevé, le PRL pourrait être le BSR le plus élevé observé.

Les PRL candidats issus du guide du CIEM ont été calculés comme point de changement par rapport à la RSR du HS (stock du CIEM de type 2; b_{lim}) et le BSR en 1981 (stock de type 3 du CIEM; BSR maximal).

2.3.1.3. PRL basé sur la ligne de remplacement

Les valeurs annuelles de survie par recrue ont été calculées à l'aide du vecteur de mortalité naturelle annuelle pour les âges de 2 à 12 ans et plus.

La survie par recrue a été calculée à l'aide d'une analyse de survie :

$$l_a = l_{a-1} e^{-(M_{a-1})}$$

Et pour le groupe d'âge terminal (groupe plus):

$$l_a = l_{a-1} \frac{e^{-(M_{a-1})}}{1 - e^{-M_a}}$$

où a est l'âge, l_a est le taux de survie à cet âge et M_a est la mortalité naturelle à cet âge.

Les valeurs annuelles de la BSR par recrue (Φ_0) ont été calculées en multipliant les vecteurs annuels de survie par recrue, le poids selon l'âge et la maturité selon l'âge, et en faisant la somme selon les âges. Les lignes de remplacement annuelles de pente $1/\Phi_0$ ont été comparées à un modèle RSR de Beverton-Holt. Les années pendant lesquelles la ligne de remplacement n'a pas croisé la RSR ont été identifiées comme étant les années pendant lesquelles le stock ne se renouvellerait pas. Le PRL candidat selon cette méthode serait la BSR de la première année où le stock ne se renouvelait pas.

2.3.2. PRL fondé sur la B_0

La B_0 est la biomasse du stock reproducteur à l'équilibre moyenne à long terme en l'absence de pêche. Les méthodes par recrue nécessitent un équilibre pour dériver des points de référence, de sorte que leur résultat représente adéquatement l'état moyen du stock. Cependant, ces méthodes supposent des paramètres de productivité stationnaires. Au fil des ans de l'évaluation de la morue, M a augmenté, le poids selon l'âge a diminué et la maturité selon l'âge a changé. De plus, les relations entre le stock et le recrutement n'affichent pas de recrutement d'équilibre (voir résultats des relations stock recrues, ci-bas). Ce sont toutes des conditions infirmant l'hypothèse de l'équilibre dans le temps. Par conséquent, une année où le stock était à son meilleur état de productivité au cours de la période d'évaluation a été choisie comme proxy pour condition d'équilibre et pour effectuer les calculs. L'année 1950 (année d'évaluation initiale) a été choisie pour représenter cette période productive (poids élevé selon l'âge, faible M selon l'âge et âge plus élevé à la maturité).

Le B_0 a été calculé dans la fonction d'initialisation du modèle de population. La population a été mise en place avec une recrue, et un vecteur de géniteurs non exploités par recrue a été calculé en utilisant M selon l'âge en 1950. La BSR par recrue (Φ_0) a ensuite été calculée en additionnant les produits du géniteur par recrue, les vecteurs du poids selon l'âge et de la maturité selon l'âge de 1950. Pour déterminer l'année 1950 utilisée dans les calculs, les PRL candidats seront identifiés comme $X\%B_0$ initial.

De 20 à 30 % de la B_0 a été suggéré en tant que PRL qui éviterait la surpêche menant à une réduction du potentiel reproducteur, avec des seuils plus élevés nécessaires pour les stocks à faible productivité (Beddington et Cooke 1983, cité dans Mace (1994); Sainsbury 2008). La productivité a été négative la plupart des années depuis le début des années 1990 et parmi les 15 stocks de morue dans l'Atlantique Nord, la morue du sGSL s'est avérée la moins productive (Dutil et Brander 2003). Pour tenir compte de la faible production potentielle de ce stock de morue, les valeurs de 0,2, 0,25 et 0,3 de la B_0 ont été calculées comme des PRL candidats.

2.3.3. PRL basé sur MSY_{proxy} des lignes directrices de l'approche de précaution du MPO

Les estimations de la biomasse qui produisent un rendement maximal durable (B_{MSY}) sont généralement utilisées pour dériver les PRL à partir de modèles de population. Cependant, elles exigent la stationnarité dans les paramètres de productivité démographique. L'absence d'équilibre dans la croissance, la mortalité naturelle et le recrutement de ce stock et l'absence d'états historiques stables du stock à une pression de la pêche stable empêchent la capacité d'utiliser ces méthodes dans le cadre du modèle de population utilisé dans l'évaluation des stocks de morue du sGSL.

En l'absence d'une estimation de B_{MSY} à partir d'un modèle explicite, le cadre de l'AP fournit une orientation pour déterminer les points de référence et les règles de prélèvement (MPO 2009). L'estimation provisoire de B_{MSY} (B_{MSY} proxy) pourrait être considérée comme suit

(sélectionner la première option réalisable) : 1) la biomasse correspondant à la biomasse par recrue à $F_{0.1}$ multipliée par le nombre moyen de recrues; ou 2) la biomasse moyenne (ou l'indice de biomasse) sur une période productive; ou 3) la biomasse correspondant à 50 % de la biomasse historique maximale (MPO 2009).

Le PRL, le PRS et les zones d'état des stocks peuvent être définis comme suit (MPO 2009):

1) le stock est considéré comme étant dans la zone critique si la biomasse mature, ou son indice, est inférieure ou égale à 40 % de B_{MSY} , c.-à-d. que la biomasse $\leq 40\%$ de B_{MSY} ; 2) le stock est considéré comme étant dans la zone de prudence si la biomasse, ou son indice, est supérieure à 40 % de B_{MSY} mais inférieure à 80 % de B_{MSY} , c'est-à-dire $40\% B_{MSY} < \text{biomasse} < 80\% B_{MSY}$; et 3) le stock est considéré comme étant dans la zone saine si la biomasse, ou son indice, est supérieure à 80 % de B_{MSY} , c'est-à-dire que la biomasse $\geq 80\%$ de B_{MSY} .

1. La biomasse correspondant au produit de la biomasse par recrue à $F_{0.1}$ multiplié par le nombre moyen de recrues.

Pour obtenir la valeur $F_{0.1}$, une analyse du rendement par recrue a été effectuée à l'aide de la fonction *ypr* du progiciel *fishmethods* (Gabriel *et al.* 1989) dans le logiciel statistique R. Un vecteur du poids selon l'âge, un vecteur de sélectivité des engins de pêche et un vecteur de mortalité naturelle pour les âges 2 à 12 et plus au cours de l'année d'évaluation initiale (1950) ont été utilisés. L'année initiale a été utilisée afin d'obtenir des vecteurs de productivité issue d'une année jugée similaire à des conditions d'équilibre (voir résultats du modèle de production excédentaire, ci-bas). L'âge le plus avancé a été fixé à 20 et le $\max F$ à 2.

Le taux de survie par recrue à $F_{0.1}$ a été calculé à l'aide d'une analyse de la survie :

$$l_a = l_{a-1} e^{-(M_{a-1} + F * sel_{a-1})}$$

Et pour le groupe plus :

$$l_a = l_{a-1} \frac{e^{-(M_{a-1} + F * sel_{a-1})}}{1 - e^{-M_a + F * sel_a}}$$

où a est l'âge, l_a est le taux de survie à cet âge, M_a est la mortalité naturelle à cet âge, F est la mortalité par pêche et sel est la sélectivité à cet âge. La valeur F a été définie à $F_{0.1}$.

Pour obtenir la BSR par recrue à $F_{0.1}$, le taux de survie par recrue multiplié par les vecteurs du poids selon l'âge et de la maturité selon l'âge a été additionné pour tous les âges. La BSR par recrue à $F_{0.1}$ a été multipliée par le nombre moyen de recrues estimé pour les années 1981 à 1984, tel que décrit ci-haut pour le PRL fondé sur la B_0 . Le PRL déterminé à partir de ce B_{MSY} proxy a été calculé comme étant 40 % de sa valeur (nommé 40%PA1BMSYproxy).

2. La biomasse moyenne au cours d'une période productive.

La production du stock a été calculée comme suit :

$$P_t = C_t + B_{t+1} - B_t$$

Où P_t est la production du stock dans l'année t , C_t est la prise par pêche dans l'année t , B_{t+1} est la biomasse du stock d'âge 2 ou plus dans l'année $t + 1$ et B_t est la biomasse du stock d'âge 2 ou plus dans l'année t . Les périodes de production ont été repérées en trouvant des périodes ininterrompues de cinq ans au cours desquelles la production du stock et la biomasse du stock étaient simultanément proches de leurs valeurs plus élevées. Le B_{MSY} proxy a été calculée en tant que BSR moyenne dans les années repérées. Le PRL déterminé à partir de cette B_{MSY} proxy a été calculé comme étant 40 % de sa valeur (nommé 40%PA2BMSYproxy).

3. La biomasse correspondant à 50 % de la biomasse maximale historique.

Une valeur de 50 % de la BSR la plus élevée dans une seule année a été utilisé pour déterminer B_{MSY} proxy. Un PRL candidat a été calculé à 40 % de sa valeur ($40\%PA3BMSY_{proxy}$).

2.3.4. PRL d'un modèle de production excédentaire utilisant une série chronologique de capture plus longue

Le BSM est une mise en application du modèle bayésien état-espace d'un modèle traditionnel de production excédentaire qui tire ses estimations des données sur les prises et l'abondance ou l'effort (Tsikliras et Froese 2019). Les principaux paramètres du modèle de Schaefer sous-jacent sont le taux « intrinsèque » de croissance (ou de résilience; r) de la population et la capacité de support de l'écosystème (K ; Schaefer 1954, 1957).

Comme cela a été fait pour un stock de morue adjacent (division 2J3KL de l'OPANO; Schijns *et al.* 2021), une formulation modifiée du modèle de Schaefer a été utilisée ici. Cette formulation tient compte de la dépensation lorsqu'un stock est épuisé (biomasse inférieure à $0,25 K$ ou $0,5 B_{MSY}$), ce qui est connu pour la morue du sGSL (Neuenhoff *et al.* 2019). Le cadre de BSM permet d'utiliser une série chronologique plus longue d'estimations des prises, fournissant une vue de la dynamique historique des stocks lorsque les prises étaient plus stables (avant 1950), et le stock était probablement aussi plus stable.

L'objectif ici n'était pas d'effectuer une évaluation complète à l'aide de données sur les prises et les indices avec l'outil de BSM, car l'évaluation de la morue est déjà effectuée avec le modèle statistique des prises selon l'âge. L'objectif était plutôt de prolonger la dynamique historique du stock vers le passé en utilisant la plus longue série chronologique de données sur les prises disponibles, comme c'est le cas pour d'autres stocks de morue (Rose 2004; Schijns *et al.* 2021). L'échantillonnage détaillé de la longueur et de l'âge requis pour le modèle statistique d'évaluation des prises selon l'âge n'a pas été effectué au cours des années précédentes, ce qui a empêché l'utilisation de ce modèle au cours de cette période plus longue. Les statistiques sur les débarquements de morue pour le stock de morue du sGSL remontant à 1917 ont été obtenues à partir des bulletins annuels des statistiques des pêches pour la période de 1917 à 1949 (Chouinard et Fréchet 1994). Les statistiques pour la période de 1917 à 1949 n'incluent pas les prises françaises, mais rien n'indique que celles-ci étaient importantes (Chouinard et Fréchet 1994).

La biomasse chalutable de la morue du relevé par navire de recherche du MPO avec chalut de fond de la région du Golfe regroupée par âge (âges 2 à 11) a été utilisée comme indice de biomasse dans les intrants du modèle de BSM. Afin d'obtenir des estimations de MSY à l'échelle du modèle d'évaluation, les valeurs de capturabilité q *a priori* ont été étroitement définies autour de 0,7, tel qu'estimé par le modèle statistique des prises selon l'âge (Swain *et al.* 2019). Les valeurs *a priori* des limites pour q ont été définies comme $\sim U(0,70, 0,72)$.

L'analyse nécessite également d'étayer le modèle avec des valeurs *a priori* sur les limites pour les paramètres r et B/K . Les valeurs *a priori* ont été définies comme de larges plages afin de permettre à la méthode d'estimation de trouver la valeur la plus probable pour ces paramètres. D'après les renseignements sur la productivité des stocks de morue adjacents, les valeurs *a priori* sur les limites pour r ont été fixées à 0,095 et à $0,4 \text{ an}^{-1}$ pour les limites inférieure et supérieure, respectivement (Myers et Fowlow 1997; Hutchings 1999; Rose 2004; Schijns *et al.* 2021). Les essais de sensibilité ont été effectués avec des limites légèrement plus étroites et plus larges, avec des estimations de probabilité *a posteriori* semblables.

Les tendances des estimations des prises et de la biomasse tirées des séries chronologiques du relevé par navire de recherche ont été utilisées pour déduire les plages potentielles d'épuisement de la biomasse du début à la fin de la série chronologique. Ces plages se sont traduites par des valeurs *a priori* sur les limites de la biomasse par rapport à la biomasse

inexploitée (B/K). Le stock de morue du sGSL était déjà exploité au début de la série chronologique des prises, mais à des débarquements annuels inférieurs à ceux observés au cours de la période d'évaluation (après 1950). Les prises annuelles moyennes de 1917 à 1949 étaient de 33 683 t, tandis que les prises moyennes de 1950 à 1992 étaient de 58 369 t. Par conséquent, on a supposé que le niveau d'exploitation en 1917 (année initiale du modèle) n'était pas extrêmement faible ou élevé, et que le niveau d'épuisement des stocks cette année-là n'était donc pas extrêmement faible ou élevé. Les données montrent que pour les stocks de morue franche adjacents, les niveaux de biomasse étaient plus élevés avant 1950 (Rosenberg *et al.* 2005; Rose 2004; Schjins *et al.* 2021). Au début de la série chronologique, les limites *a priori* de B/K ont été définies comme $\sim U(0,4, 0,8)$, ce qui correspond à un épuisement moyen/faible (Guide de l'utilisateur du BSM). L'évaluation des stocks de morue du sGSL montre qu'en 1985, le stock était en déclin par rapport à un pic de biomasse, mais qu'il ne s'est pas encore effondré (Swain *et al.* 2019). Par conséquent, les valeurs *a priori* pour les limites de B/K dans une année intermédiaire, 1985, ont été fixées à $\sim U(0,1, 0,5)$, ce qui correspond à un épuisement moyen-élevé. Les valeurs *a priori* pour les limites de B/K pour la fin de la série chronologique ont été définies comme $\sim U(0,01, 0,1)$, ce qui correspond à un épuisement très élevé. Une analyse de sensibilité sur les valeurs *a priori* des limites a été réalisée en désactivant les valeurs *a priori* intermédiaires et finales. Les valeurs *a priori* par défaut empiriques intégrées ont donné des plages semblables à celles des valeurs *a priori* obtenues par des experts.

Le PRL candidat de cette méthode a été obtenu en calculant directement B_{MSY} à l'aide d'estimations du modèle : $B_{MSY} = 0,5K$. Le PRL candidat a été défini à 40% de B_{MSY} , tel que recommandé par la politique du MPO sur l'AP (MPO 2009).

2.4. RÉSULTATS

2.4.1. PRL basé sur une relation entre le stock et le recrutement

2.4.1.1. PRL basé sur la biomasse a 50% du recrutement maximal

L'ajustement du modèle BH aux données était acceptable (Figure 2), le paramètre a était significatif, mais le paramètre b ne l'était pas ($a = 814\,849\,134$, $p = 0,048$, $b = 518\,444$, $p = 0,176$). L'ajustement du modèle RK aux données était acceptable (Figure 2), le paramètre a était significatif, mais le paramètre b ne l'était pas ($a = 1\,436,26$, $p = 0,00000156$, $b = 0,0000011910$, $p = 0,0812$). Étant donné que les paramètres des RSR sont utilisés comme outil d'orientation, le niveau de signification peut être moins rigoureux (p. ex. 0,25 plutôt que 0,05) que dans d'autres applications (Myers *et al.* 1994). Par conséquent, les paramètres b des modèles de RSR de Beverton et Holt et de Ricker sont statistiquement acceptables. L'ajustement du modèle HS a fixé le point d'inflexion de la régression à un niveau très élevé de BSR, où le nombre moyen de recrues par BSR est plus élevé que prévu et le nombre de points soutenant la position du point d'inflexion est faible (Figure 2). La section de régression diagonale de l'ajustement aux données était acceptable. Pour les trois RSR modélisées, les valeurs ajustées ont généralement surestimé le nombre de recrues du grand regroupement de points, montrant probablement l'influence du groupe mineur de plus grand nombre de recrues (plus de 400 millions) sur les ajustements du modèle. Il n'y a pas d'asymptote claire à un niveau élevé de BSR dans l'une ou l'autre des RSR de morue (Figure 2). Le modèle n'a pas produit d'asymptote, même lorsqu'il était prolongé au-delà de la plage des données (Figure 2, panneau de droite). Le modèle RK n'a pas produit une branche maximale et descendante avec l'augmentation de la BSR. Le modèle HS a trouvé un point d'inflexion, mais sa position n'est soutenue que par un petit nombre de paires stock-recrue.

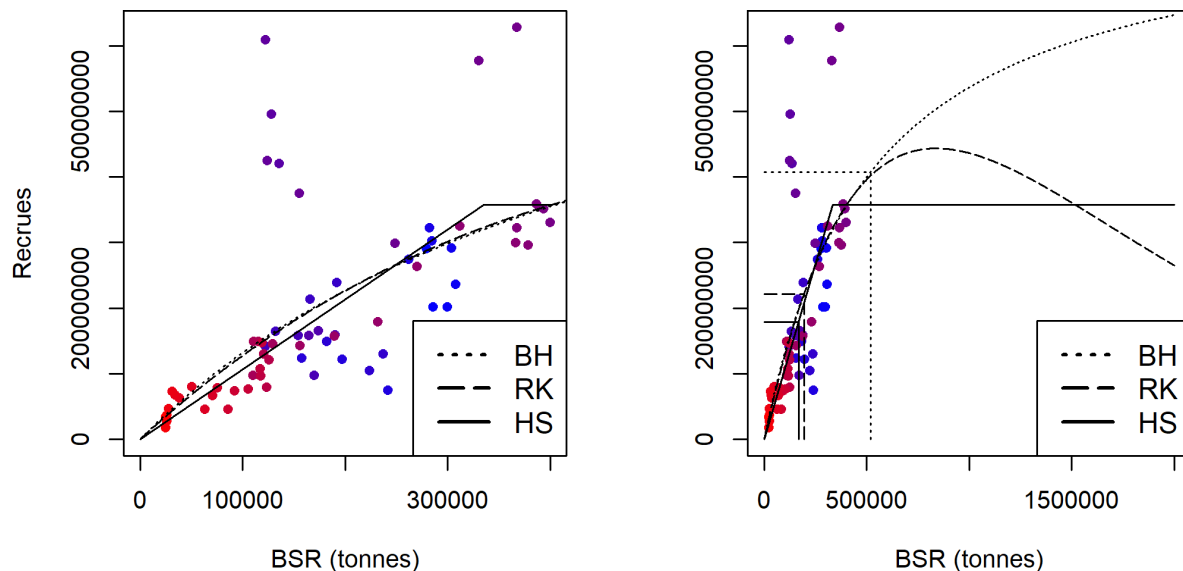


Figure 2 : Relations entre les stocks et les recrues de morue du sud du golfe du Saint-Laurent pour les années où la biomasse du stock reproducteur (BSR, tonnes) et le nombre de paires de recrues (poissons âgés de 2 ans) sont disponibles (panneau de gauche), et pour les années montrant l'asymptote théorique des modèles, ainsi que des lignes tirées indiquant 50 % du nombre maximal de recrues et la BSR produisant 50 % du nombre maximal de recrues (panneau de droite). Les cercles indiquent la BSR et le nombre de paires de recrues, les lignes colorées indiquent les estimations du modèle; BH : Beverton-Holt (lignes bleues), RK : Ricker (lignes rouges), HS : bâton de hockey (lignes noires).

La valeur estimée du modèle représentant 50 % du nombre maximal de recrues du modèle BH était de 407 424 567 recrues. La BSR produisant ce nombre de recrues (BHBSR50%Rmax) était de 518 000 t de BSR. Pour le modèle RK, la valeur estimée du modèle représentant 50 % du nombre maximal de recrues était de 221 824 758 recrues. La BSR produisant ce nombre de recrues (RK BSR50%Rmax) était de 195 000 t. Pour le modèle HS, la valeur estimée du modèle représentant 50 % du nombre maximal de recrues était de 178 778 234 recrues. La BSR produisant ce nombre de recrues (HSBSR50%Rmax) était de 168 000 t. Le point d'inflexion de la RSR était de 335 375 t de BSR.

Le modèle NP a fourni des ajustements acceptables aux données (Figure 3). Comme la RSR est presque linéaire, les ajustements utilisant deux, trois et quatre degrés de liberté ont fourni les meilleurs ajustements aux données et des valeurs très semblables de BSR50%Rmax entre eux (entre 169 000 et 179 000 t de BSR). La RSR ajustée n'a pas produit d'asymptote. La NPBSR50%Rmax moyenne des trois ajustements du modèle était de 174 000 t de BSR.

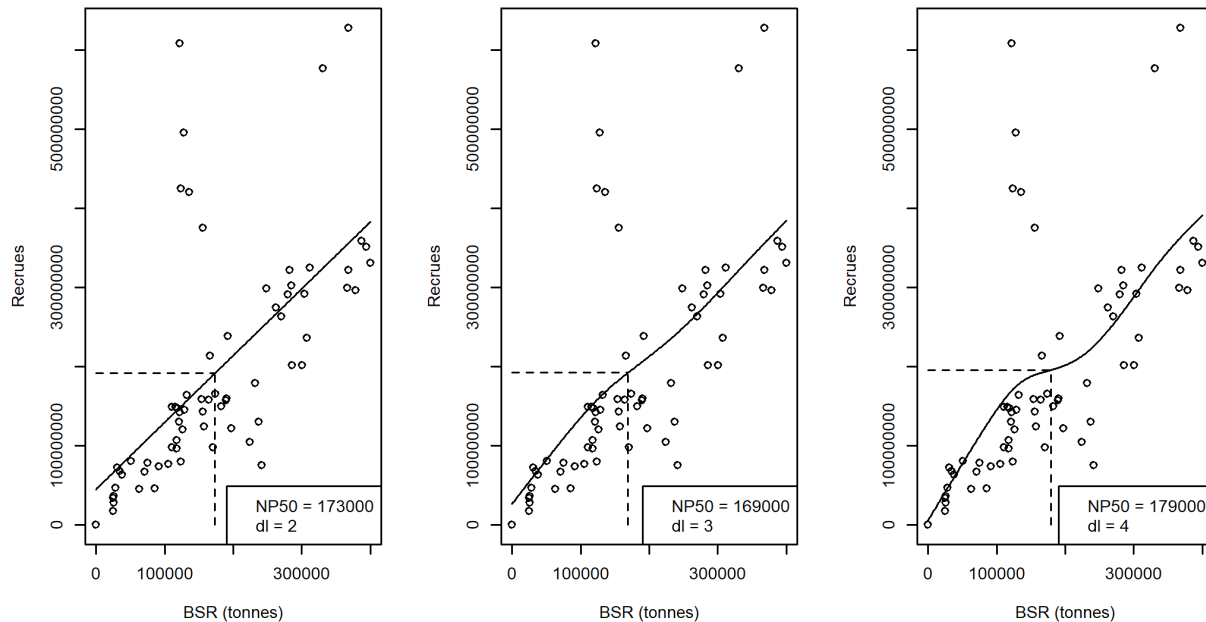


Figure 3 : Ajustements non paramétriques aux données stock-recrutement à l'aide d'une cannelure cubique avec deux (panneau de gauche), trois (panneau du milieu) et quatre (panneau de droite) degrés de liberté (dl). Les lignes noires sont les valeurs ajustées, les lignes tiretées indiquent le nombre de recrues représentant 50 % du recrutement maximal ajusté et la valeur de BSR (tonnes) ajustée produisant ce nombre de recrues (NPBSR50%Rmax).

2.4.1.2. PRL basé sur le guide du CIEM

Le PRL candidat du stock du CIEM de type 2 (B_{lim}) a été estimé au point de changement de la RSR du modèle HS; 335 375 t de BSR. Le PRL candidat du stock du CIEM de type 3 (BSR la plus élevée observée) a été estimé à 400 038 t de BSR.

2.4.1.3. PRL basé sur la ligne de remplacement

Les lignes de remplacement annuelles ont croisé la RSR de BH de 1950 à 1989 (Figure 4). L'année 1990 a été la première année où la ligne de remplacement annuelle n'a pas traversé le RSR et a été identifiée comme la première année où le stock ne s'est pas remplacé lui-même. Les lignes de remplacement annuelles n'ont pas traversé le RSR pour les années 1990 à 1992 et pour les années 2004 à 2018. Le PRL candidat issu de l'analyse de la ligne de remplacement est la BSR de l'année 1990, estimé à 190 000 t de BSR.

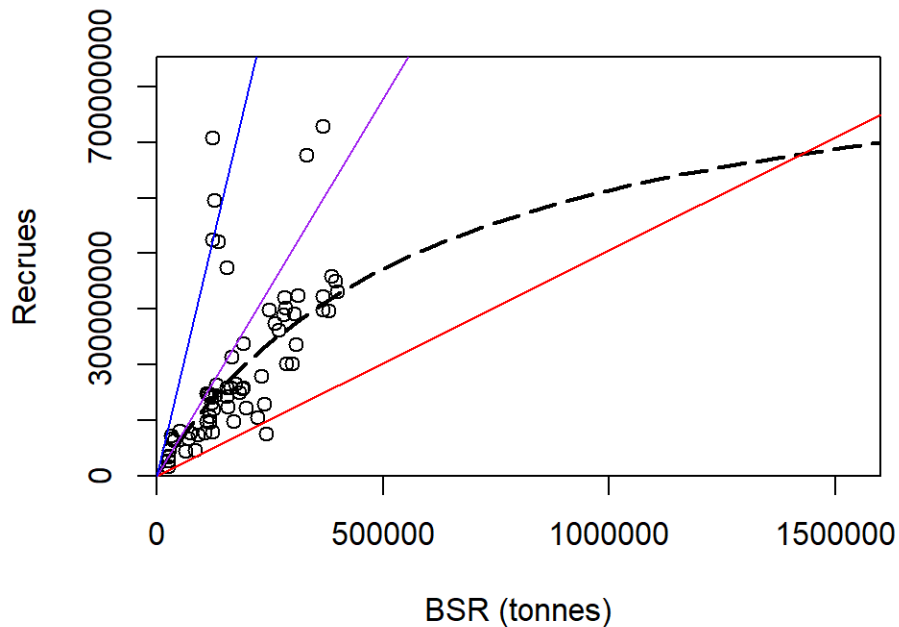


Figure 4 : Relation stock-recrutement de Beverton-Holt de la morue dans le sud du golfe du Saint-Laurent (ligne noire en pointillés) pour les années où les paires biomasse du stock reproducteur (BSR, tonnes) et nombre de recrues (poissons d'âge 2) sont disponibles, ainsi que les lignes de remplacement annuelles pour les années sélectionnées (1950 : ligne rouge, 1990 : ligne violette et 2018 : ligne bleue).

2.4.2. PRL fondé sur la B_0

La B_0 est généralement calculée en multipliant Φ_0 par le nombre de recrues moyen à l'équilibre non exploité, à partir d'une RSR. Cependant, les modèles BH et RK ont produit des maximums à l'équilibre en dehors de la plage des données observées, et le point d'inflexion du modèle HS n'est pas considéré comme crédible (voir les résultats des relations stock recrues). Par conséquent, la B_0 a été calculée en utilisant le recrutement moyen par rapport aux valeurs les plus élevées de la BSR de la partie linéaire de la RSR estimée (années 1981 à 1984; 340 686 000 recrues) sans les points supérieurs à la moyenne (voir Figure 2), ce qui est la mesure la plus proche du nombre de recrues à l'équilibre que l'on pouvait obtenir pour ce stock. Ce groupe de points représente la position potentielle minimale de l'asymptote de la RSR selon le modèle de BH ou le maximum de la RSR selon le modèle RK.

La valeur estimée de Φ_0 était de 0,0025 unité de BSR par recrue. La valeur initiale correspondante de la B_0 était de 838 363 t. Les valeurs initiales de 0,2 B_0 , 0,25 B_0 et 0,3 B_0 ont été estimées à 167 673, à 209 591 et à 521 509 t de BSR, respectivement.

2.4.3. PRL fondé sur $BMSY_{proxy}$ des lignes directrices de l'approche de précaution du MPO

1. La biomasse correspondant au produit de la biomasse par recrue à $F_{0,1}$ multiplié par le nombre moyen de recrues :

$F_{0,1}$ a été estimé à 0,38 pour la première année de la période d'évaluation (1950). La BSR par recrue à $F_{0,1}$ a été estimée à 0.000667 t. La BSR correspondant à la BSR par recrue à $F_{0,1}$

multipliée par le nombre moyen de recrues ($BMSY_{proxy}$) était de 227 265 t. Le PRL associé ($40\%PA1BMSY_{proxy}$) était de 90 096 t de BSR.

2. La biomasse moyenne au cours d'une période productive.

$BMSY_{proxy}$ a été définie comme la BSR moyenne dans une période de production élevée de biomasse (Figure 5; 1978-1982), et a été estimée à 348 000 t. Le PRS, $80\%BMSY_{proxy}$, a été estimé à 279 000 t. Le PRL, $40\%PA2BMSY_{proxy}$, a été estimé à 139 000 t.

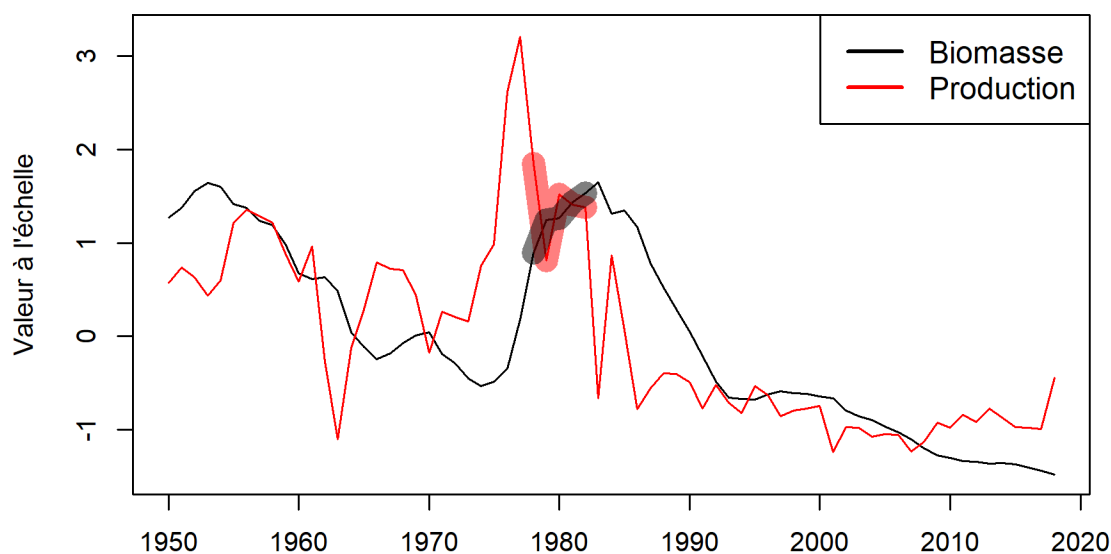


Figure 5 : Valeurs mises à l'échelle de la biomasse du stock de morue du sud du golfe du Saint-Laurent (ligne noire et ombrage) et de la production (ligne rouge et ombrage) entre 1950 et 2018. Les zones ombragées indiquent les années sélectionnées de haute production et haute biomasse (1978-1982).

3. La biomasse correspondant à 50 % de la biomasse maximale historique.

La BSR correspondant à 50 % de la valeur maximale historique était de 200 019 t. Le PRL candidat correspondant était de 40 % de cette valeur, soit 80 008 t de BSR ($40\%PA3BMSY_{proxy}$).

2.4.4. PRL d'un modèle de production excédentaire avec une série chronologique de capture plus longue

L'analyse selon le BSM a estimé un taux de croissance intrinsèque de la population de $r = 0,24$ et une capacité de charge de la biomasse de $k = 1\ 007\ 005$ t de biomasse (tableau 1). Le paramètre q pour l'indice d'abondance a été estimé à 0,71, ce qui est la valeur attendue (dans la plage des valeurs *a priori*). Par conséquent, l'ajustement aux données de la biomasse était bon (annexe 2). Les distributions *a priori* et *a posteriori* (annexe 2) montrent que les estimations de probabilité *a posteriori* sont généralement conformes à la valeur *a priori*. L'incertitude quant à la taille des stocks est élevée pour la période d'avant 1971, ce qui était attendu, car l'indice d'abondance ne commence qu'en 1971. Par conséquent, la taille du stock avant 1971 n'est qu'estimée à partir des prises et des paramètres r et k .

La biomasse de la morue a dépassé la B_{MSY} entre 1917 et la fin des années 1940 (Figure 6), lorsque les prises atteignaient en moyenne 31 000 t par année et que la mortalité par la pêche était inférieure à F_{MSY} . Le déclin de la biomasse par rapport à la B_{MSY} a commencé dans les

années 1950 lorsque les prises ont commencé à augmenter (moyenne de 57 000 t par année entre 1945 et 1991; Figure 7). Les prises dépassaient la MSY ou s'en approchaient, et la mortalité par pêche dépassait F_{MSY} du milieu des années 1950 jusqu'aux années 1990 (Figure 8). La figure 9 montre que la plupart des années de capture devraient réduire la biomasse future (points au-dessus de la courbe). Pour un stock à l'équilibre on pourrait s'attendre à ce que de faibles captures à faible biomasse augmenteraient la biomasse future (points sous la courbe), mais ce n'était pas le cas. Cela correspond probablement aux changements dans la productivité du stock au fil du temps, qui pourraient potentiellement être révélés en estimant le paramètre r par blocs temporels. Malgré cela, le modèle s'adapte raisonnablement bien aux données (montré par la ligne pointillée étant proche des points colorés).

La B_{MSY} a été estimée par le modèle à 503 528 t (LIC-LSC; 386 813-655 459 t). Le PRL candidat de $0,4B_{MSY}$ a été estimé par le modèle BSM à 201 000 t de biomasse.

Tableau 1 : Sortie du modèle pour les paramètres estimés r , k et q , et les quantités calculées de MSY, F_{MSY} et B_{MSY} , avec des limites de confiance à 95 % inférieures et supérieures.

Paramètre	Estimation	Limite de confiance inférieure	Limite de confiance supérieure
r	0,24	0,16	0,36
K	1 007 055	773 626	1 310 919
Q	0,71	0,70	0,72
MSY	60 949	42 522	87 361
F_{MSY}	0,12	0,08	0,18
B_{MSY}	503 528	386 813	655 459

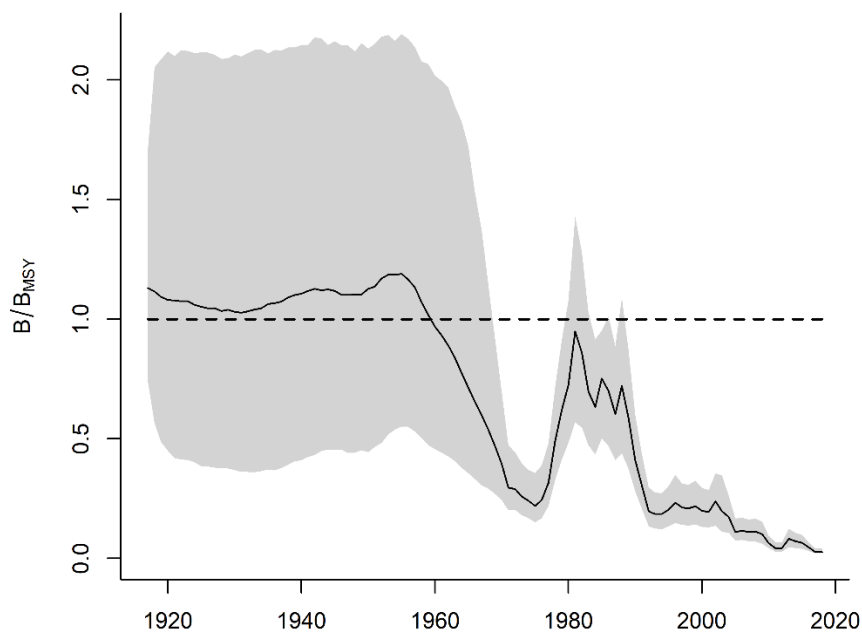


Figure 6 : Biomasse de la morue du sud du golfe du Saint-Laurent par rapport à la biomasse au rendement maximal durable (B/B_{MSY} ; axe des y), entre 1917 et 2018. La ligne noire correspond à l'estimation médiane et l'ombrage gris, à l'intervalle de confiance à 95 %. La ligne tiretée noire horizontale représente la valeur de la B_{MSY} .

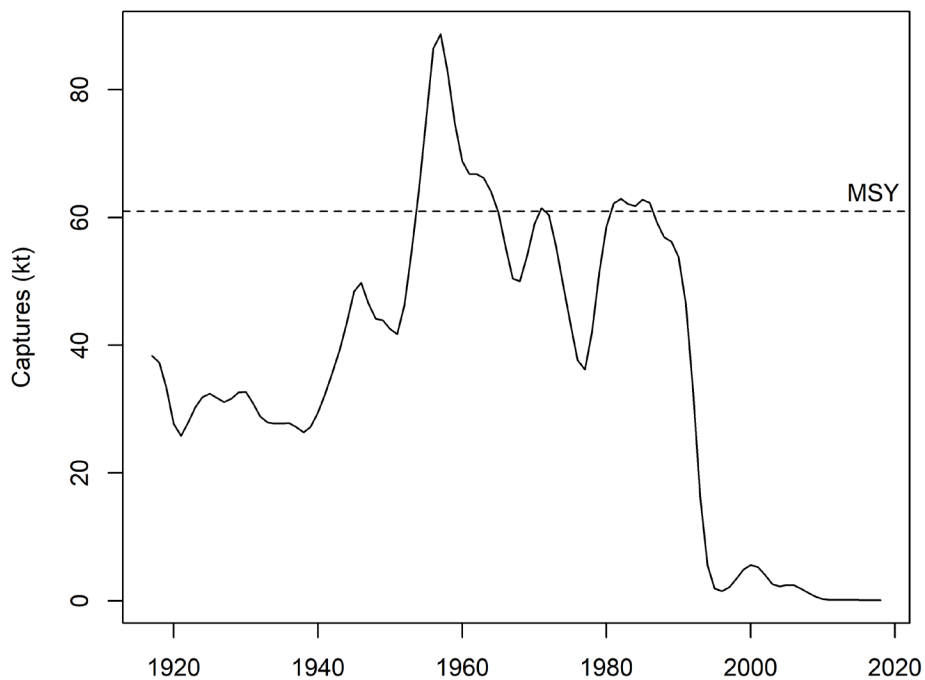


Figure 7 : Captures de morue du sud du golfe du Saint-Laurent (kilotonnes; kt) entre 1917 et 2018 (ligne noire). La ligne tiretée noire horizontale représente la valeur du rendement maximal durable (MSY).

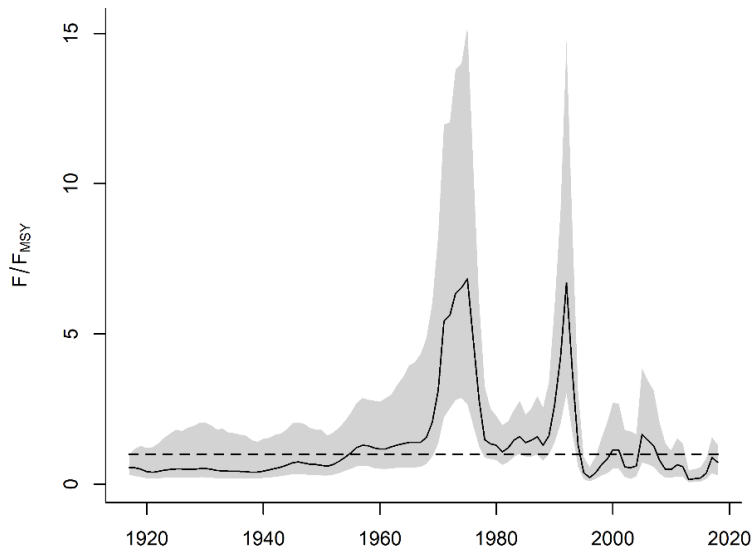


Figure 8 : Mortalité par la pêche de la morue dans le sud du golfe du Saint-Laurent par rapport à la mortalité par pêche au rendement maximal durable (F/F_{MSY} ; axe des y), entre 1917 et 2018. La ligne noire correspond à l'estimation médiane et l'ombrage gris, à l'intervalle de confiance à 95 %. La ligne tirée noire horizontale représente la valeur de la F_{MSY} .

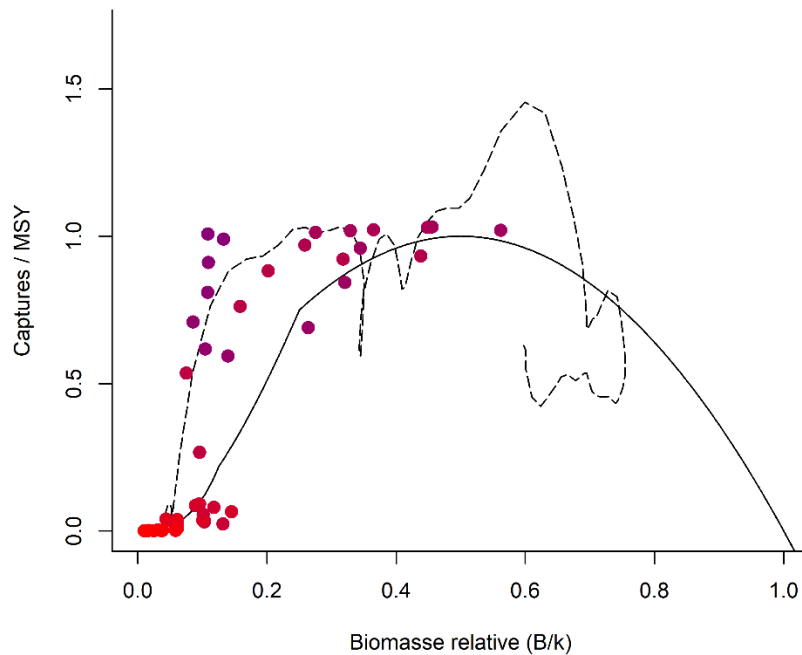


Figure 9 : La courbe de Schaefer du modèle bayésien de production excédentaire avec des captures exprimées par rapport à MSY sur l'axe des y et une biomasse relative à k sur l'axe des x. Les points colorés montrent les captures relatives à MSY en fonction de la biomasse observée où la couleur indique l'année, du bleu en 1971 au rouge en 2018. La ligne pointillée est la capture annuelle relative à MSY en fonction de la biomasse estimée relative pour l'ensemble de la série chronologique des captures.

2.5. ÉVALUATION DU MEILLEUR PRL CANDIDAT

2.5.1. PRL actuel

Le PRL actuel a été déterminé autour de la convergence des estimations de diverses méthodes (RK_{50} , BH_{50} , $SB_{50/90}$, $B_{\text{rétablissement}}$ et NP_{50}) à 80 000 t de la BSR dans l'évaluation des stocks de 2003 (Chouinard *et al.* 2003). De nombreuses années de nouvelles données et de nombreux changements dans le modèle de population se sont produits depuis la définition de ce PRL, ce qui a généré des changements dans la mise à l'échelle des stocks et les estimations des paramètres. De plus, les valeurs de $50\%R_{\text{max}}$ ne convergent pas avec la valeur de $B_{\text{rétablissement}}$ dans le modèle d'évaluation contemporain. La valeur absolue de ce PRL est au-dessous du seuil d'Allee, et ce PRL candidat n'est par conséquent pas supporté.

$B_{\text{rétablissement}}$ est la biomasse la plus faible observée qui a produit le recrutement qui a mené au rétablissement d'un stock. Pour ce stock, on estime qu'il s'agit du niveau de BSR de 1975 de 122 000 t (Swain *et al.* 2019). Ce PRL candidat est très proche du seuil de l'effet Allee, et le risque d'atteindre ce seuil avec la $B_{\text{rétablissement}}$ en tant que PRL opérationnalisé dans les règles de contrôle des prises serait trop élevé. L'ancienne productivité supérieure du stock (M plus faible et taux de recrutement élevés) a permis au stock de se rétablir en 1975, mais le stock a atteint la $B_{\text{rétablissement}}$ à nouveau en 1993 et n'a pas été en mesure de récupérer de cet état. La $B_{\text{rétablissement}}$ n'est donc pas supporté en tant que PRL candidat.

2.5.2. PRL basé sur une relation entre le stock et le recrutement

2.5.2.1. PRL fondés sur la BSR à 50 % de recrutement maximum

La RSR selon le modèle de BH a produit une estimation $BSR_{50\%R_{\text{max}}}$ qui est plus grande que la plus grande estimation de BSR pour le stock. En l'absence de données à l'appui du nombre maximal estimé de recrues à l'aide du modèle de BH et des valeurs de BSR associées, le PRL candidat de $BH_{50\%R_{\text{max}}}$ n'est pas supporté. La courbe de la RSR selon le modèle de RK n'a pas produit de branche maximale et descendante dans la plage des données observées. Le recrutement maximal modélisé se produit près de la BSR maximale observée, mais il se situe toujours à l'extérieur de la plage des valeurs observées. En conséquence, le PRL candidat $RK_{50\%R_{\text{max}}}$ n'est pas supporté.

La position du point d'inflexion de la RSR du modèle HS est difficile à justifier. Seuls quelques points sont utilisés pour le définir, et des valeurs de recrutement beaucoup plus élevées que les valeurs prédites se produisent au point d'inflexion. Lors de l'analyse visuelle de la RSR du modèle HS avec la partie horizontale théorique de la relation affichée, il n'est pas clair que la position du point d'inflexion est correcte ou qu'une relation linéaire ne correspondrait pas mieux aux données. Par conséquent, le PRL candidat $HS_{50\%R_{\text{max}}}$ ne peut pas être supporté.

Les ajustements non paramétriques aux données étaient acceptables, bien que les ajustements aient été presque linéaires. On s'y attendait puisque la RSR est presque linéaire au cours de la série chronologique. L'influence des quelques points de données où le recrutement était plus élevé que la plupart des paires stock-recrue peut également être constatée dans les ajustements de modèle où la relation moyenne tend à surestimer les valeurs du recrutement par rapport à celles de la BSR. Le PRL candidat $NP_{BSR_{50\%R_{\text{max}}}}$ n'est pas supporté.

2.5.2.2. PRL fondés sur une relation stock-recrues (directives du CIEM)

La morue a affiché un large éventail de BSR au cours de la période d'évaluation, avec une dépendance sensible du recrutement à la BSR pendant toute la période d'évaluation, ce qui suggère un recrutement affaibli. Toutefois, le point d'inflexion de la RSR du modèle HS n'a pas

été jugé crédible (voir ci-haut). Le PRL candidat selon les définitions du stock de type 2 du CIEM (B_{lim}) n'est pas supporté.

La mortalité par la pêche est considérée comme ayant été élevée pendant la majeure partie de la série chronologique où une asymptote ou un maximum se trouverait théoriquement dans la RSR (à la BSR moyenne-élevée). La définition du stock de type 3 du CIEM laisserait alors entendre que le PRL serait la BSR la plus élevée observée, soit 400 038 t. Cette définition du PRL est peu supportés par des méthodes quantitatives qui décrivent la productivité du stock. Comme d'autres méthodes plus informatives sont disponibles pour guider le choix d'un PRL, ce PRL candidat n'est pas supporté.

2.5.2.3. PRL fondé sur le ligne de remplacement

Cette analyse est instructive car elle identifie une année spécifique où le déclin d'un stock est amorcé si le stock ne peut pas se remplacer pendant une série d'années. Il s'agit donc d'un bon indicateur de dommage grave subis par un stock. En outre, la méthode utilise le poids selon l'âge, la mortalité naturelle, le recrutement et les valeurs de maturité, qui sont tous des facteurs de production et des éléments à prendre en compte lors de l'évaluation des dommages graves. La seule mise en garde concernant ce cas spécifique est l'utilisation d'une RSR, qui a été identifié comme problématique dans les sections précédentes de ce document. Toutefois, la partie de la RSR qui est instructive pour cette analyse est la partie relative à la faible biomasse, qui est crédible pour ce stock. L'incertitude des RSR estimées réside dans la partie de la relation relative à la biomasse élevée, pour laquelle les estimations sont manquantes. L'analyse recherche les années où la ligne de remplacement ne traverse pas la RSR, ce qui est évalué en inspectant la partie inférieure de la RSR. Dans ce cas, les parties inférieures des modèles BH, RK ou HS sont toutes très similaires et une simple relation linéaire produirait probablement des résultats similaires, étant donné que le SRR est principalement linéaire dans la gamme des estimations de la BSR et du recrutement. Compte tenu de ces considérations, le PRL candidat de l'analyse de la ligne de remplacement (BSR1990) est obtenu un soutien partiel.

2.5.3. PRL fondés sur la B_0

$0,2 B_0$ est une règle empirique courante pour un seuil de surpêche diminuant le reproducteur (Myers *et al.* 1994). De $0,2$ à $0,3 B_0$ a été suggéré en tant que PRL avec des seuils plus élevés nécessaires pour les stocks à faible productivité (Beddington et Cooke 1983, cité dans Mace 1994; Sainsbury 2008). Le niveau de productivité du stock de morue du sGSL estimé à partir du modèle de production excédentaire ($r = 0,24$) correspondrait à un stock de productivité moyenne (productivité moyenne = r entre $0,14$ et $0,35$; MF 2011). Par conséquent, le PRL candidat fondé sur la B_0 devrait être $0,25 B_0$ pour ce stock.

Étant donné que les relations stock-recrue n'ont pas estimé un équilibre crédible de recrutement non exploité, les calculs de la B_0 sont fondés sur une approximation de celui-ci. L'hypothèse est jugée raisonnable, car le paramètre K du modèle de production excédentaire et l'estimation initiale de la B_0 sont proches l'un de l'autre, compte tenu de l'échelle et de l'incertitude entourant la taille du stock. Le PRL candidat de la $0,25 B_0$ est donc totalement supporté.

2.5.4. PRL fondé sur $BMSY_{proxy}$ des lignes directrices de l'approche de précaution du MPO

1. La biomasse correspondant au produit de la biomasse par recrue à $F_{0,1}$ multiplié par le nombre moyen de recrues :

Le PRL dérivé à l'aide de cette méthode est inférieur au seuil de l'effet d'Allee. Les méthodes $F_{0,1}$ ont tendance à tenir compte de la F plus élevée et lorsque M est supérieur à $0,2$ (la valeur

par défaut à laquelle ces méthodes par recrue ont été développées). Lorsque les preuves que M a augmenté au fil du temps pour un stock sont solides, une méthode suggérant des seuils de F plus élevés à mesure que M augmente ne devrait pas être utilisée pour calculer la biomasse ou les points de référence de prélèvements (Legault et Palmer 2015). Le PRL candidat de $40\%PA1BMSY_{proxy}$ n'est pas supporté.

2. La biomasse moyenne au cours d'une période productive :

Une période de biomasse élevée et de production élevée a été identifiée. Toutefois, cette période a été immédiatement suivie d'une baisse de la BSR attribuable à la mortalité élevée par la pêche. Par conséquent, la biomasse au cours de cette période ne peut pas être utilisée comme approximation de la B_{MSY} . Par conséquent, le PRL candidat associé de $40\%PA2BMSY_{proxy}$ n'est pas pris en charge. Une autre période de forte production et de biomasse élevée s'est produite dans les années qui ont suivi 1950, mais la production n'a pas été aussi élevée et la BSR a également rapidement diminué immédiatement après.

3. La biomasse correspondant à 50 % de la biomasse maximale historique.

Ce PRL candidat ($40\%PA3BMSY_{proxy}$) est sous le seuil d'Allee, n'est évalué qu'en utilisant très peu de données et sa robustesse ne peut pas être évaluée. Ce PRL candidat n'est pas supporté.

2.5.5. PRL fondé sur MSY d'un modèle de production excédentaire

Dans le cas de la morue du sGSL, la méthode BSM offre trois avantages principaux : 1) elle utilise une série chronologique de prises remontant à 1917 qui montre la stabilité des prises (ce qui n'a pas été observé dans la série chronologique du modèle SCA), 2) les modèles de production excédentaire regroupent les effets globaux du recrutement, de la croissance, de la maturité et de la mortalité (tous les aspects de la production) en une seule fonction de production, ce qui est instructif lorsque l'on tente d'établir un seul point de référence de la biomasse lorsque des dommages graves se sont produits avec un stock avec de nombreuses variations temporelles ayant une incidence sur la productivité, 3) elle permet d'avoir un aperçu de ce que la taille du stock aurait pu être avant la période d'évaluation, ce qui est une source d'incertitude pour ce stock.

L'avantage d'utiliser cette série chronologique est que les débarquements avant 1950 étaient plus faibles, plus stables et, par conséquent, plus susceptibles d'avoir été durables. Telle qu'estimée par le modèle, la biomasse était stable au-dessus du niveau de B_{MSY} et la mortalité par la pêche était stable sous F_{MSY} jusqu'en 1950. Bien que l'incertitude entourant les valeurs absolues de la BSR avant 1950 soit élevée, la stabilité des prises et la taille estimée des stocks peuvent être utilisées pour donner confiance à l'estimation de la B_{MSY} .

Les modèles de production excédentaire devraient être considérés comme la méthode d'évaluation la plus simple pour tenir compte des effets nets du recrutement, de la croissance et de la mortalité (Hilborn et Walters 1992). Comme le montre l'ajustement du modèle aux données (Figure 9), le modèle s'ajuste dans deux nuages de points, tenant potentiellement compte des différentes périodes de productivité. Des périodes où les niveaux de productivité ont changé ont été observées dans d'autres études sur la morue du sGSL (Perälä *et al.* 2017; Swain *et al.* 2019).

La méthode BSM a été utilisée pour un stock de morue adjacent à l'aide d'une série chronologique de prises remontant aux années 1500 : la morue du Nord de la division 2J3KL de l'OPANO (Schjins *et al.* 2021). Dans ce stock, r a été estimé à 0,25, tandis que r pour le stock du sGSL a été estimé à 0,24. La productivité sur une longue période serait alors semblable parmi les stocks adjacents, ce qui augmente la confiance dans les résultats obtenus ici. De

plus, la dynamique estimée de la biomasse était semblable, les deux stocks affichant une biomasse plus élevée au début des années 1900, suivie d'un déclin, d'une légère augmentation vers 1980 et d'un effondrement dans les années 1990. Le PRL dérivé de cette méthode serait conforme à l'idée que la période de 1950 à 2018 représente une vue de ce stock dans un état d'épuisement, ce qui est cohérent avec la tendance à la baisse observée de la biomasse, le manque de rétablissement et des résultats semblables dans les stocks de morue adjacents. Fait intéressant, la biomasse du stock de morue de la division 2J3KL dans les années 1920 n'était que légèrement inférieure à la biomasse stable historique remontant aux années 1500. Si la dynamique et l'exploitation des stocks de morue du sGSL étaient semblables à celles de ce stock adjacent, cela suggérerait que la taille du stock estimée ici pour 1917 était proche de la taille historique des stocks et que la capacité de support serait proche de la capacité de support « réelle » (non biaisée par le syndrome de la ligne de base changeante) du système pour la morue. Selon ce modèle, la biomasse de la morue du sGSL en 2018 (13 510 t) représentait 2,4 % de la biomasse de 1917 (569 066 t), ce qui correspond à l'échelle d'épuisement observée pour les stocks de morue adjacents (division 2J3KL sous 1 %; Schijns *et al.* 2021, Terre-Neuve, 5 %; Rose 2004, division 4VsW de l'OPANO 4 %; Rosenberg *et al.* 2005). La biomasse potentielle non exploitée de morue du sGSL selon ce modèle serait de 1 000 000 t de biomasse (la valeur du paramètre k).

Ce modèle est également utile pour déterminer la source la plus probable de dommages graves au stock et la cause de son déclin. Le stock était supérieur à B_{MSY} entre 1917 et les années 1950, mais comme les prises annuelles ont augmenté dans les années 1950, la mortalité par la pêche a également augmenté et était supérieure à F_{MSY} en 1955. La biomasse du stock a ensuite commencé à diminuer et se situait sous la B_{MSY} à partir de 1960. Les sources de dommages graves identifiées plus haut sont probablement les conséquences de la surpêche qui a commencé dans les années 1950 et qui s'est poursuivie.

Si le stock devait se rétablir au-dessus de la B_{MSY} , les résultats suggèrent que le stock pourrait être pêché jusqu'à une mortalité par pêche de 0,12 et que le stock resterait alors à une BSR autour de la B_{MSY} . Toutefois, les mises en garde concernant l'absence de conditions d'équilibre au fil du temps et les points de référence dérivés du modèle SCA s'appliquent également aux points de référence dérivés d'un modèle de production excédentaire. Encore une fois, si les conditions de productivité sont moins bonnes que la moyenne à long terme, la pêche à F_{MSY} ne maintiendra pas le stock à la B_{MSY} et la biomasse diminuera. Par conséquent, il serait plus prudent de traiter le MSY comme une limite supérieure plutôt que comme une cible.

2.5.6. Meilleur PRL

Un PRL candidat, BSR1990, n'a reçu qu'un soutien partiel mais sa valeur est proche du PRL candidat $0,25B_0$ qui a reçu un support complet (tableau 2). Deux PRL candidats ont reçu un support complet, $0,25B_0$ initial du modèle SCA et $0,4B_{MSY}$ du modèle BSM. Les valeurs absolues de ces PRL ne peuvent pas être directement comparées, car la valeur de $0,25B_0$ est en unités de BSR, alors que la valeur de $0,4B_{MSY}$ est en unités de biomasse à tous les âges. Cependant, lorsque l'on compare les deux méthodes, l'état du stock au fil du temps est semblable (voir ci-dessous). Par conséquent, on peut faire valoir que les PRL de ces méthodes ont « convergé », ce qui donne du poids à leur qualité en tant que meilleurs candidats.

Tableau 2 : Points de référence limites (PRL) candidats, leur valeur estimée en tonnes de BSR et le niveau de support pour chacun des PRL candidats (0 = aucun, 1 = partiel, 2 = complet).

PRL candidat	Valeur estimée (BSR, en tonnes)	Support (0 = aucun, 1 = partiel, 2 = complet)
PRL actuel	80 000	0
Brétablissement	122 000	0
Stock du CIEM de type 2 (B_{lim})	335 375	0
Stock du CIEM de type 3 (BSR max)	400 038	0
BHBSR50%Rmax	518 000	0
RKBSR50%Rmax	195 000	0
HSBSR50%Rmax	168 000	0
NPBSR50%Rmax	174 000	0
BSR1990	190,000	1
$0,2B_0$ initial	168 000	0
$0,25B_0$ initial	210 000	2
$0,3B_0$ initial	252 000	0
40%PA1BMSY _{proxy}	90 096	0
40%PA2BMSY _{proxy}	139 000	0
40%PA3BMSY _{proxy}	80 000	0
$0,4B_{MSY}$	201 000	2

Pour montrer comment les deux PRL entièrement supportés se comparent dans leurs cadres respectifs, le PRL $0,25B_0$ a été tracé sur les estimations de la BSR du SCA, et la valeur de $0,4B_{MSY}$ a été tracée sur les estimations de la biomasse du BSM. Les deux représentations montrent des estimations semblables de l'état des stocks au fil du temps (Figure 10). De plus, la biomasse à tous les âges estimée à partir du modèle SCA a été tracée le long de la biomasse

estimée à partir du BSM, et les estimations sont généralement conformes sur l'ensemble de la série chronologique (Figure 11). Par conséquent, les deux cadres peuvent être considérés comme équivalents en ce qui concerne la taille estimative de leurs stocks, les PRL et l'état estimatif de leurs stocks.

Pour un modèle symétrique de production excédentaire de Schaefer, le PRL provisoire par défaut du MPO selon la politique sur l'approche de précaution de $0,4B_{MSY}$ équivaut à $0,2B_0$ (MPO 2023a). Ici, les unités sont différentes (BSR vs biomasse à tous les âges) entre les estimations B_{MSY} et B_0 , qui sont générées à partir de différents modèles. Par conséquent, on ne s'attend pas à ce que le rapport suive cette norme. Ici, le rapport de $0,2B_0$ à $0,4B_{MSY}$ est de 0,8.

Par rapport à $0,4B_{MSY}$ du modèle de production excédentaire, $0,25B_0$ initial a été jugée plus pratique car il est plus facile à estimer directement à partir du modèle d'évaluation, il est très peu probable qu'il change à mesure que de nouvelles années de données sont ajoutées à l'évaluation et est plus facile à comprendre. Le PRL répond aux principes des pratiques exemplaires énoncés dans MPO 2023a :

Principe 1 : Sélectionné en fonction de la meilleure information disponible pour le stock. La sélection du PRL a été effectuée à l'aide des données et des extraits de l'évaluation des stocks, ainsi que de l'information sur les stocks provenant d'une revue de littérature sur les sources de dommage graves.

Principe 2 : Conforme l'objectif de prévention des dommages graves. Le PRL est conceptuellement lié au concept de dommage graves, car il est lié à l'épuisement, est un indicateur de la surpêche réduisant le potentiel reproducteur et est un indicateur de la B_{MSY} , qui se rapporte à la perte de production excédentaire.

Principe 3 : Devrait être réalisable et pertinent. Le PRL est une BSR obtenue directement à partir du modèle d'évaluation et peut être estimé à chaque mise à jour de l'évaluation. Par conséquent, les évaluations futures des estimations de la BSR peuvent être comparées au PRL. Le PRL peut être transféré aux règles de contrôle des prises.

Principe 4 : Devrait tenir compte de la fiabilité, de la plausibilité et de l'incertitude. Le PRL est fiable, car l'ajout de données ne devrait pas générer de changements d'échelle ou de paramètres. Le PRL est plausible, une approche fondée sur le poids de la preuve a été utilisée pour sélectionner le PRL le plus plausible, et les deux meilleurs PRL candidats ont convergé autour de valeurs semblables et de la dynamique et de la productivité des stocks de morue adjacents.

Le meilleur PRL candidat pour la morue du sGSL est $0,25B_0$ initial. Sa valeur à l'aide du modèle statistique de prises selon l'âge (SCA) jusqu'en 2018 était de 210 000 t de la BSR. L'état des stocks devrait être communiqué sous la forme d'un rapport entre l'indicateur et le PRL plutôt que sous forme d'estimations absolues, en particulier lorsque l'état estimatif des stocks est sensible aux changements d'échelle dans les évaluations successives. Par conséquent, le PRL devrait être communiqué comme : $0,25B_0$ initial.

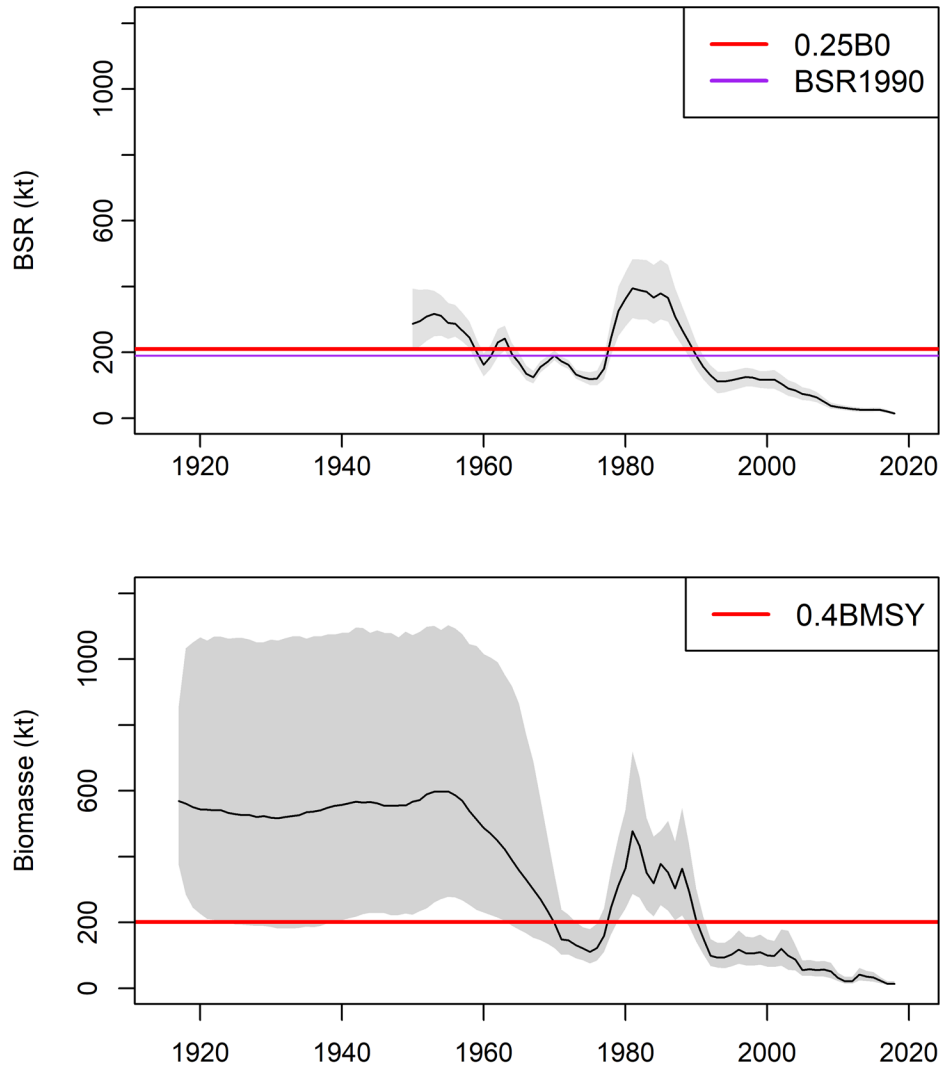


Figure 10 : Panneau supérieur : point de référence limites pour la morue du sGSL où au moins un support partiel a été reçu; $0,25B_0$ (support complet, ligne pleine rouge) et BSR1990 (soutien partiel, ligne violette). Panneau inférieur : point de référence limite candidat fondé sur la biomasse pour la morue du sGSL du modèle BSM ($0,4B_{MSY}$). La ligne noire correspond à l'estimation de la biomasse du stock reproducteur médiane (kt) et l'ombrage gris, à l'intervalle de confiance à 95 %.

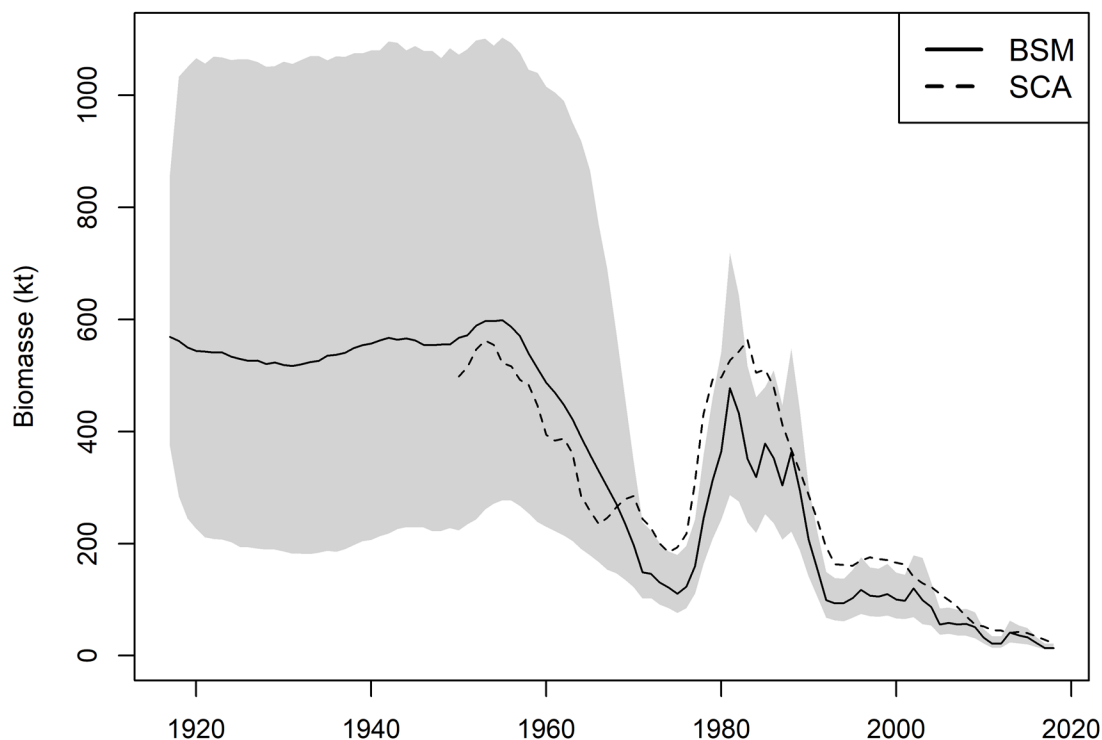


Figure 11 : Biomasse de la morue (tous âges; kt) du sGSL estimée à partir du modèle BSM (ligne noire solide) et du modèle statistique des prises selon l'âge (ligne noire tiretée). Les lignes noires sont les estimations médianes de la biomasse et l'ombrage gris est l'intervalle de confiance à 95 % du BSM, les intervalles de confiance du modèle statistique de prises selon l'âge ne sont pas indiqués pour plus de clarté.

2.5.7. PRL d'autres stocks de morue

Un PRL a récemment été adopté pour le stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (divisions 3Pn4RS; MPO 2023b), avec les explorations de méthodes trouvant des conclusions semblables à celles trouvées ici. L'absence de relation stock-recrues et l'absence de paramètres démographiques généralement stationnaires ont empêché la dérivation des PRL candidats fondés sur les méthodes les plus courantes. Par conséquent, les états historiques où les niveaux d'exploitation étaient stables et où la taille des stocks était en réponse stable à un niveau durable ont été utilisés comme substituts pour les points dérivés de MSY.

Dans la division 2J3KL de l'OPANO, les faibles niveaux de BSR depuis les années 1980 n'ont produit qu'un faible recrutement, ce qui indique des dommages graves survenant sur le stock, et un PRL de conservation (B_{lim}) établi pour la morue du Nord a ensuite été déterminé comme étant la BSR moyenne des années 1980 (MPO 2019b).

Dans le même ordre d'idées au sujet de l'utilisation de points de références issues de MSY avec un stock subissant des variations de la mortalité naturelle, Wang et Irvine (2022) ont utilisé la BSR correspondant à l'intersection du 50^e percentile des observations de recrutement et de

la ligne de remplacement pour laquelle 10 % des points de recrue de stock sont au-dessus de la ligne comme PRL pour la morue de la division 4X5Y de l'OPANO.

2.5.8. Points de référence supérieurs et cibles

Le PRL $0,25B_0$ initial (210 000 t) est supérieur au PRS actuel (200 000 t), générant ainsi un besoin de redéfinir le PRS. À l'aide des règles par défaut proposées par l'approche de précaution, un PRS et un point de référence cible (PRC) peuvent être calculés à partir de B_0 lorsqu'elle est considérée comme une approximation de B_{MSY} . En supposant que la valeur $0,2S_0$ est une valeur approximative pour $0,4B_{MSY}$, le PRS ($0,8BMSY_{proxy}$) a été estimé à 336 000 t de la BSR et le PRC ($BMSY_{proxy}$) a été estimé à 420 000 t de la BSR (Figure 12). Bien que la responsabilité de déterminer le PRL relève du Secteur des sciences du MPO, les définitions du PRS et du PRC relèvent de la Gestion des pêches et des ports du MPO. Ici, le PRS et le PRC calculés au moyen du cadre d'AP par défaut peuvent être proposés comme candidats provisoires pour ces points de référence.

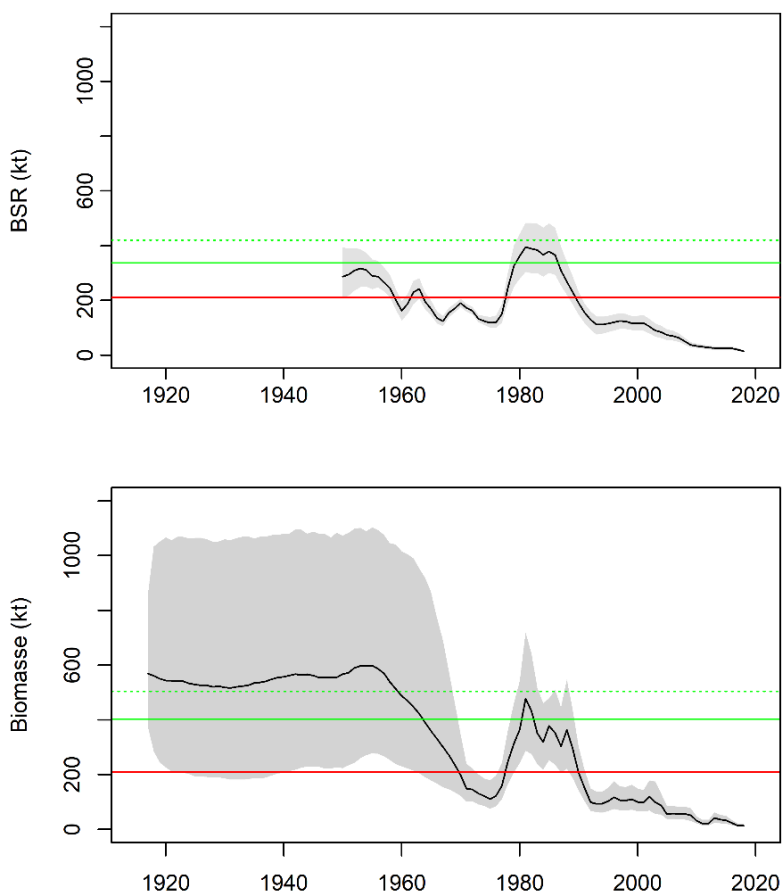


Figure 12 : Panneau supérieur : Points de référence limite candidats fondés sur la BSR pour la morue du sGSL (point de référence limite de $0,25B_0$, ligne rouge; point de référence supérieur de $0,8BMSY_{proxy}$, ligne verte pleine; point de référence cible de $BMSY_{proxy}$, ligne tiretée verte). Panneau inférieur : Point de référence limite candidat fondé sur la biomasse pour la morue du sGSL du modèle BSM (point de référence limite $0,4B_{MSY}$, ligne rouge; point de référence supérieur $0,4B_{MSY}$, ligne pleine verte; point de référence cible B_{MSY} , ligne tiretée verte). La ligne noire correspond à l'estimation (kt) de la BSR médiane (panneau supérieur) ou de la biomasse (panneau inférieur) et l'ombrage gris, à l'intervalle de confiance à 95 %.

2.5.9. État et tendance du stock

Selon le PRL nouvellement défini et le PRS provisoire dans cette étude, l'état du stock demeure dans la zone critique en 2018 (pas de changement par rapport à l'évaluation précédente). L'année la plus récente où le stock a traversé le PRL vers la zone critique est maintenant estimée à 1990, alors que c'était 2005 avec l'ancien PRL.

Avec le PRL de $0,25B_0$, le stock se trouvait dans la zone de précaution au début de la série chronologique (1950) et a traversé le PRL vers la zone critique en 1959. Le stock a fluctué dans la zone critique (à l'exception de 1962 et 1963 où il était faible dans la zone de précaution) jusqu'en 1978, lorsque le stock s'est rapidement rétabli. Le stock a atteint la zone saine en 1980, où il est resté jusqu'en 1987, puis il a rapidement diminué. Le stock a franchi le PRL dans la zone critique en 1990, où il est resté jusqu'en 2018.

Les sources de dommages au stock sont nombreuses. Toutefois, la cause probable du déclin du stock de morue du sGSL, ainsi que celle d'autres poissons de fond exploités dans l'Atlantique Nord-Ouest, a été identifiée comme étant la surpêche (Myers *et al.* 1994; Sinclair et Murawski 1997). La mortalité par pêche chez les poissons d'âge 5 et plus était élevée pendant la majeure partie des années 1950 jusqu'au milieu des années 1970, et de nouveau du milieu des années 1980 au début des années 1990 (Swain *et al.* 2019), probablement le principal facteur qui a finalement mené à l'effondrement de la morue au début des années 1990. La mortalité naturelle élevée attribuable à la prédation est maintenant le principal facteur qui empêche le rétablissement de la morue (Swain *et al.* 2019; Neuenhoff *et al.* 2019).

3. CIBLE ET ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT

3.1. CIBLE DE RÉTABLISSEMENT

Dans le cas des grands stocks de poissons désignés assujettis aux dispositions relatives aux stocks de poissons (DSP), l'obligation légale d'établir un plan de rétablissement en vertu de l'article 6.2 de la *Loi sur les pêches* ne s'applique que lorsque le stock est à son PRL ou en dessous de celui-ci. Toutefois, afin d'accroître la probabilité qu'un stock ne revienne pas à son PRL ou en deçà de celui-ci et d'être conforme à l'intention de la Politique sur l'AP de 2009 de faire croître les stocks épuisés à des niveaux plus sains, un plan de rétablissement restera en vigueur jusqu'à ce que le stock atteigne sa cible de rétablissement. Une fois que le stock aura atteint sa cible de rétablissement, le plan de rétablissement prendra fin et le stock sera assujetti au Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) ou à un autre plan de gestion.

Les lignes directrices du MPO sur les plans de rétablissement énoncent que la cible de rétablissement doit être fixée à un niveau supérieur au PRL afin qu'il y ait une probabilité de très faible à faible que le stock soit inférieur à son PRL (probabilité de moins de 5 à 25 %). Par conséquent, la Gestion des pêches et des ports du MPO a déterminé l'objectif de rétablissement de ce stock comme ayant été atteint lorsqu'il y a une probabilité d'au moins 75 % que le stock atteigne le PRL ou soit supérieur au PRL. Le stock de morue du sGSL est évalué à l'aide d'un modèle statistique des prises selon l'âge, de sorte que la détermination du moment où la cible de rétablissement est atteinte et la surveillance du rendement du plan de rétablissement devrait être effectuée à l'aide du modèle accepté et de l'incertitude estimée du modèle. Par conséquent, la valeur de la cible dépend du modèle et changera à chaque évaluation à mesure que des années de données seront ajoutées ou que des changements au modèle seront mis en œuvre. La cible devrait donc être déterminée comme « la BSR où il existe une probabilité de très faible à faible que le stock soit inférieur à son PRL (probabilité de moins de 5 à 25 %) », et non comme un nombre fixe.

Les lignes directrices pour la rédaction de plans de rétablissement du Secteur des sciences concernant les stocks de poissons canadiens précisent qu'une cible de rétablissement devrait être suffisamment supérieure au PRL de manière à ce que la chute d'un stock sous son PRL à court et à moyen terme soit peu probable (MPO 2021b). La cible de rétablissement actuelle proposée pour ce stock est d'être au niveau ou au-dessus du PRL avec une certitude de 75 %. Considérant que l'incertitude dans les estimations de la BSR pour ce stock est relativement faible, cela signifie que la cible de rétablissement est très proche du PRL. Ainsi, théoriquement, il est plus probable que le stock tombe sous son PRL s'il atteint cette cible que dans un cas où la cible se rapprocherait plus du PRS ou du PRC, par exemple. Si cette cible de rétablissement est conservée, il peut être important d'envisager d'inclure des considérations supplémentaires à sa définition, telles que « le PRL doit être atteint durant quatre années consécutives et les projections démographiques doivent montrer que le stock exploité est susceptible de continuer sa trajectoire positive sur quatre années après l'atteinte de cette cible ». On a choisi une période de quatre ans parce qu'il n'était pas possible d'élaborer ou d'utiliser une chronologie de rétablissement pour orienter le choix d'un nombre d'années de croissance qui réduiraient la probabilité que le stock tombe sous son PRL à court et à moyen terme. Le nombre d'années correspond donc à celui du cycle d'évaluation pluriannuel et au calendrier des projections utilisé pour formuler des avis sur ce stock. Il s'agit également de la fréquence de l'examen du plan de rétablissement (voir ci-dessous).

3.2. ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSMENT

Un plan de rétablissement exige également la détermination d'un échancier de rétablissement afin de suivre la progression des objectifs et des mesures de gestion. La norme internationale, et l'approche recommandée par le MPO (2021b), est l'estimation de la période nécessaire pour atteindre la cible de rétablissement en l'absence de toute pêche (T_{\min}). Comme on l'a vu dans les dernières évaluations des stocks, il était peu probable que le stock se rétablisse au PRL précédent (Swain *et al.* 2019), qui était inférieur au nouveau PRL. Par conséquent, il est peu probable que le stock se rétablisse pour atteindre la cible de rétablissement dans les conditions actuelles, même en l'absence de mortalité par pêche (Swain *et al.* 2019). Si la valeur de T_{\min} ne peut pas être calculée, une estimation d'une autre valeur fournie par le Secteur des sciences du MPO, comme la durée de génération, peut être employée par la Gestion des pêches et des ports pour établir un échancier de rétablissement. La durée de génération de la morue du sGSL est de 12 ans (Swain *et al.* 2012). Toutefois, parce qu'il est peu probable que le stock se rétablisse dans les conditions actuelles et qu'un calendrier de rétablissement ne peut être calculé, le calendrier de rétablissement est plutôt établi pour correspondre à l'examen périodique du plan de rétablissement. Lors de chaque examen, les facteurs limitant le potentiel de croissance du stock seront réévalués afin de déterminer s'ils influencent encore le stock et si un échancier de rétablissement peut être calculée.

4. PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LA CIBLE DE RÉTABLISSMENT DANS DIVERS SCÉNARIOS ENVIRONNEMENTAUX OU DE GESTION

4.1. SCÉNARIOS ENVIRONNEMENTAUX

En l'absence de pêche, la mortalité naturelle et le recrutement sont les deux principaux facteurs influant sur la population de morue du sGSL. L'objectif de l'analyse suivante était de déterminer la contribution de chaque processus à la probabilité de rétablissement des stocks ainsi que les niveaux de chaque processus nécessaires au rétablissement. Les objectifs du nombre de recrues et des niveaux de mortalité naturelle à atteindre peuvent ensuite être fixés par rapport aux mesures de gestion potentielles visant à améliorer ces processus. Afin d'estimer la durée

minimum pour que le stock atteigne la cible de rétablissement (c.-à-d. au niveau ou au-dessus du PRL avec une probabilité de 75 %) en l'absence de pêche (T_{\min}), des scénarios de mortalité naturelle et de taux de recrutement futurs ont été modélisés à l'aide de la fonction de projection du modèle d'évaluation. La population a été projetée au cours de l'échantillonnage selon la méthode de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCMC) par le modèle de population, en tenant compte de l'incertitude dans les estimations des paramètres. La probabilité que la BSR soit supérieure au PRL chaque année a été calculée en trouvant la proportion d'échantillons selon la méthode MCMC qui étaient supérieurs au PRL cette année-là.

4.1.1. Scénarios de mortalité naturelle

Les futurs scénarios de mortalité naturelle ont été élaborés en examinant les niveaux historiques de mortalité naturelle du stock. Pour le groupe d'âge 2 à 4, le taux de mortalité naturelle a varié sans tendance autour de 0,40 au cours de la période de 1950 à 2018. Par conséquent, la valeur M pour ce groupe a été projetée comme la moyenne des 5 dernières années de l'évaluation, à 0,42.

Pour les deux groupes de morue d'âge plus avancé, la mortalité naturelle a graduellement augmenté entre 1972 et 2018, passant d'une valeur de 0,19 à 0,84 dans le groupe d'âge 5 à 8, et d'une valeur de 0,35 à 0,86 pour le groupe d'âge 9 à 12 et plus. L'augmentation de M a été principalement attribuée à l'augmentation de l'abondance du phoque gris dans le sGSL (Benoît *et al.* 2011; Swain et Benoît 2015; Swain *et al.* 2015). Neuenhoff *et al.* (2019) ont constaté qu'à l'aide des données sur la morue jusqu'en 2010, une réduction de 65 % de l'abondance du phoque gris était nécessaire pour arrêter le déclin de la BSR de la morue dans le sGSL. Cependant, depuis 2010, la BSR de la morue a encore diminué et M pour le groupe d'âge 5 à 8 a augmenté (Swain *et al.* 2019). Ici, la réduction estimée de la mortalité naturelle qui est nécessaire pour arrêter ou inverser le déclin ou pour rétablir le stock de morue du sGSL est actualisée à l'aide du modèle d'évaluation de la population du stock.

Trois scénarios futurs de M ont été modélisés pour examiner le rôle de la mortalité naturelle sur le potentiel de rétablissement de ce stock (Figure 13) :

1. Valeur de M récente : dans ce scénario, on suppose que les estimations actuelles sont représentatives des estimations futures, ce qui est la méthode utilisée pour projeter la population vers l'avenir dans l'évaluation de ce stock. Les valeurs de M projetée pour les groupes d'âge 5 à 8 et 9 à 12 et plus ont été établies comme valeurs moyennes de M au cours des 5 dernières années de l'évaluation (2014 à 2018). Les valeurs de M projetées étaient de 0,42 pour le groupe d'âge 2 à 4, de 0,77 pour le groupe d'âge 5 à 8 et de 0,85 pour le groupe d'âge 9 à 12 et plus.
2. Déclin naturel de M : dans ce scénario, la valeur de M a diminué graduellement au fil du temps au même rythme qu'on estimait qu'elle avait augmenté entre les années 1980 et 2018. La valeur de M projetée pour les groupes d'âge 5 à 8 et 9 à 12 et plus a été établie comme une tendance à la baisse, en utilisant la valeur de 2018 comme valeur initiale. La valeur de M projetée pour l'année suivante $t+1$ a été calculée comme $0,9867875$ de M l'année précédente t . Les valeurs de M projetées étaient de 0,42 pour le groupe d'âge 2 à 4, ont diminué de 0,77 à 0,27 pour le groupe d'âge 5 à 8 et ont diminué de 0,85 à 0,50 pour le groupe d'âge 9 à 12 et plus.
3. Déclin rapide de la valeur de M : ce scénario a été élaboré pour étudier l'effet de nombreuses années de M inférieure. Cependant, on a permis à M de diminuer graduellement jusqu'au niveau faible, car il est peu probable qu'une réduction massive soudaine de M d'une année à l'autre se produise. La valeur de M projetée pour les groupes d'âge 5 à 8 et 9 à 12 ans et plus a été établie comme une tendance segmentée : une baisse

annuelle initiale de 10 % de M pour les dix premières années de projections, suivie d'une valeur de M stable. Les valeurs de M projetées étaient de 0,42 pour le groupe d'âge 2 à 4, ont diminué de 0,77 à 0,27 en 10 ans, puis sont demeurées à ce niveau jusqu'en 2059 pour le groupe d'âge 5 à 8 et ont diminué de 0,85 à 0,29 en 10 ans, puis sont demeurées à ce niveau jusqu'en 2059 pour le groupe d'âge 9 à 12 et plus.

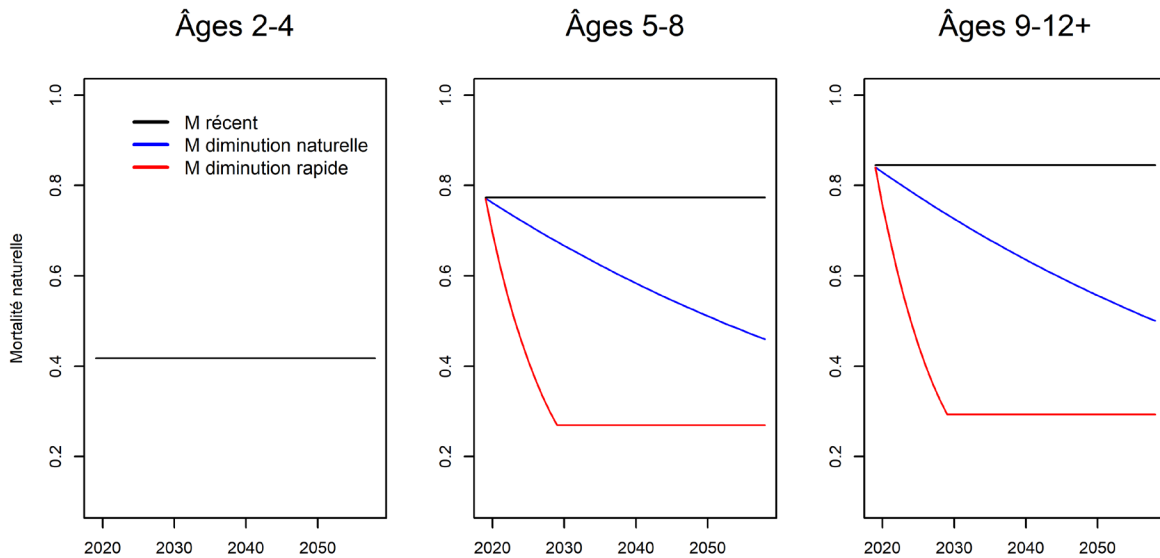


Figure 13 : Taux de mortalité naturelle projetés pour les années 2019 à 2059, pour les groupes d'âge 2 à 4 (graphique de gauche), 5 à 8 (graphique du milieu) et 9 à 12+ (graphique de droite), pour trois scénarios de mortalité naturelle : mortalité naturelle moyenne des 5 dernières années d'évaluation (« valeur de M récente », lignes noires), un taux de diminution de la mortalité naturelle similaire au taux d'augmentation historique (« déclin naturel de M », lignes bleues) et une diminution rapide de la mortalité naturelle de 10 % par an pendant dix ans suivie d'un niveau stable (« déclin rapide de la valeur de M », ligne rouge).

4.1.2. Scénario de recrutement

Les taux de recrutement pour la morue du sGSL n'ont pas beaucoup varié au cours de la période d'évaluation. Les taux de recrutement étaient relativement stables, avec une moyenne de 1 205 recrues par t de BSR (écart-type = 795 recrues). Des taux de recrutement exceptionnellement élevés se sont produits entre les années 1973 et 1977, où une tonne de BSR a produit en moyenne 3 553 recrues (écart-type = 955 recrues). Au cours de la période récente, les taux de recrutement ont varié entre les niveaux faible et intermédiaire, mais n'ont jamais atteint les niveaux élevés estimés au milieu des années 1970. Au cours des 20 dernières années, 1 142 recrues par t de BSR (écart-type = 480 recrues) ont été produites en moyenne. Par conséquent, trois scénarios de taux de recrutement futurs ont été modélisés pour examiner l'effet des futurs états de recrutement sur la possibilité de rétablir le stock :

1. Tout recrutement : les taux de recrutement ont été choisis au hasard sur l'ensemble de la série chronologique de l'évaluation, où chaque année a une probabilité égale d'être sélectionnée, y compris les taux de recrutement extrêmement élevés de 1973 à 1977. Pour ce scénario, 1 205 recrues par t de BSR ont été produites en moyenne (écart-type = 795 recrues).

-
2. Recrutement récent : les taux de recrutement ont été choisis au hasard au cours des 20 dernières années de la période d'évaluation. Ce scénario n'incluait pas les taux de recrutement extrêmement élevés des années 1973 à 1977 pour être sélectionné. Ce scénario était donc le plus semblable aux conditions de recrutement en vigueur actuellement. Pour ce scénario, 1 142 recrues par t de BSR ont été produites en moyenne (écart-type = 480 recrues).
 3. Recrutement élevé : les taux de recrutement ont été choisis au hasard pour les années 1964 à 1979, ce qui a permis de sélectionner une fréquence plus grande des taux de recrutement élevés des années 1970 pour les projections. Pour cette période, 1 873 recrues par t de BSR ont été produites en moyenne (écart-type = 1 292 recrues). Ce scénario a permis de projeter la population dans des conditions où des taux de recrutement élevés se produisaient souvent. Il est très peu probable que ce scénario se produise; néanmoins le scénario est instructif quant aux processus qui dirigent la population et aux conditions qui seraient nécessaires pour permettre le rétablissement.

4.1.3. Projections démographiques

Toutes les projections ont été réalisées sur 40 ans, une période correspondant à un peu plus de trois générations pour cette population (environ 36 ans; Swain *et al.* 2012). Les projections ont utilisé les vecteurs de la maturité selon l'âge de l'année terminale et du poids selon l'âge choisi au hasard au cours des 20 dernières années, ce qui est conforme à l'évaluation des stocks de morue du sGSL (Swain *et al.* 2019). Les projections présentées ici ne sont pas des prévisions d'états du stock futur probables. L'objectif est de montrer les niveaux de processus futur du stock nécessaires pour permettre le rétablissement, en fonction de ce qui a été observé dans le passé.

En l'absence de mortalité par pêche et d'après le recrutement actuel et les conditions actuelles de mortalité naturelle, on ne s'attend pas à un rétablissement du stock, qui devrait poursuivre son déclin. Indépendamment de la combinaison de la mortalité naturelle et du scénario de recrutement, le stock n'a pas été en mesure de dépasser le PRL avec une probabilité de 75 % dans les projections. La probabilité la plus élevée d'être au-dessus du PRL en 40 ans était de 3 %, avec le scénario de recrutement élevé – déclin rapide de la valeur de M (Figure 14). La diminution du stock s'est poursuivie jusqu'en 2058 dans tous les scénarios, à l'exception du scénario « Recrutement élevé » avec les deux versions des scénarios du déclin de la valeur de M. Toutefois, ces scénarios ont seulement permis à la baisse de la BSR de s'arrêter et de se stabiliser à un faible niveau. Même sans la mortalité par pêche, il est peu probable que le stock se rétablisse pour atteindre la cible de rétablissement dans les conditions actuelles ou même dans les scénarios de recrutement le plus élevé ou de mortalité naturelle la plus faible. L'échéancier de rétablissement ne peut donc pas être calculée. Compte tenu du cycle biologique de l'exploitation de la morue, ce résultat était prévu. Dans une méta-analyse des stocks surexploités, Neubauer *et al.* (2013) ont constaté qu'une surexploitation intense prolongée, en particulier pour les stocks effondrés, retarde non seulement le rétablissement, mais augmente également considérablement l'incertitude dans les périodes de rétablissement, malgré les influences prévisibles de la pêche et du cycle biologique.

Neuenhoff *et al.* (2019) ont utilisé un modèle morue-phoque gris avec des données jusqu'en 2010 pour déduire l'effet d'une réduction du nombre de phoques gris sur la trajectoire du stock de morue. Les projections ont montré qu'une réduction de 65 % de l'abondance du phoque gris serait suffisante pour arrêter le déclin de la BSR de la morue. Cette diminution de 65 % du phoque gris se traduirait tout au plus par un déclin de 65 % de la valeur M de la morue. Malheureusement, de 2010 à 2018, le stock de morue a continué de diminuer et l'abondance de phoque a continué d'augmenter (Hammill *et al.* 2023). Les résultats présentés

ici suggèrent qu'un niveau similaire de déclin de M ne serait plus suffisant pour arrêter le déclin de la morue, à moins que le déclin de M ne se produise simultanément à des événements fréquents de taux de recrutement exceptionnellement élevés. Bien que très peu probable, la combinaison de ces processus est nécessaire pour arrêter le déclin de la morue du sGSL.

Une modélisation récente utilisant les données les plus à jour sur la morue et le phoque suggère que le niveau de prélèvements des phoques gris requis pour réduire suffisamment la mortalité par prédation de la morue afin de permettre au stock de survivre était considérablement plus élevé que les niveaux de prélèvements actuels et ferait probablement s'effondrer le troupeau de phoques gris dans le golfe du Saint-Laurent (Rossi *et al.* 2024). Le phoque gris était autrefois très abondant dans le sGSL, mais la chasse a considérablement réduit son abondance du milieu à la fin des années 1800 (voir Lavigueur et Hammill 1993). Simultanément, l'abondance de la morue semble également avoir été très élevée (voir les résultats du modèle de production excédentaire, ci-haut). Il est donc probable que des populations saines de phoques gris et de morues coexistaient avant le milieu des années 1800, mais l'exploitation des deux espèces a créé une relation prédateur-proie qui est actuellement déséquilibrée. La biomasse et la réponse fonctionnelle de la modélisation de la morue et du phoque pour Neuenhoff *et al.* (2019) suggèrent que même au niveau élevé actuel d'abondance de phoque gris, la prédation par le phoque gris serait durable aux niveaux historiques de la biomasse de la morue, contrairement aux niveaux actuels de biomasse appauvrie. La plus récente évaluation du phoque gris suggère que la population du sGSL pourrait avoir atteint un plateau (Hammill *et al.* 2023).

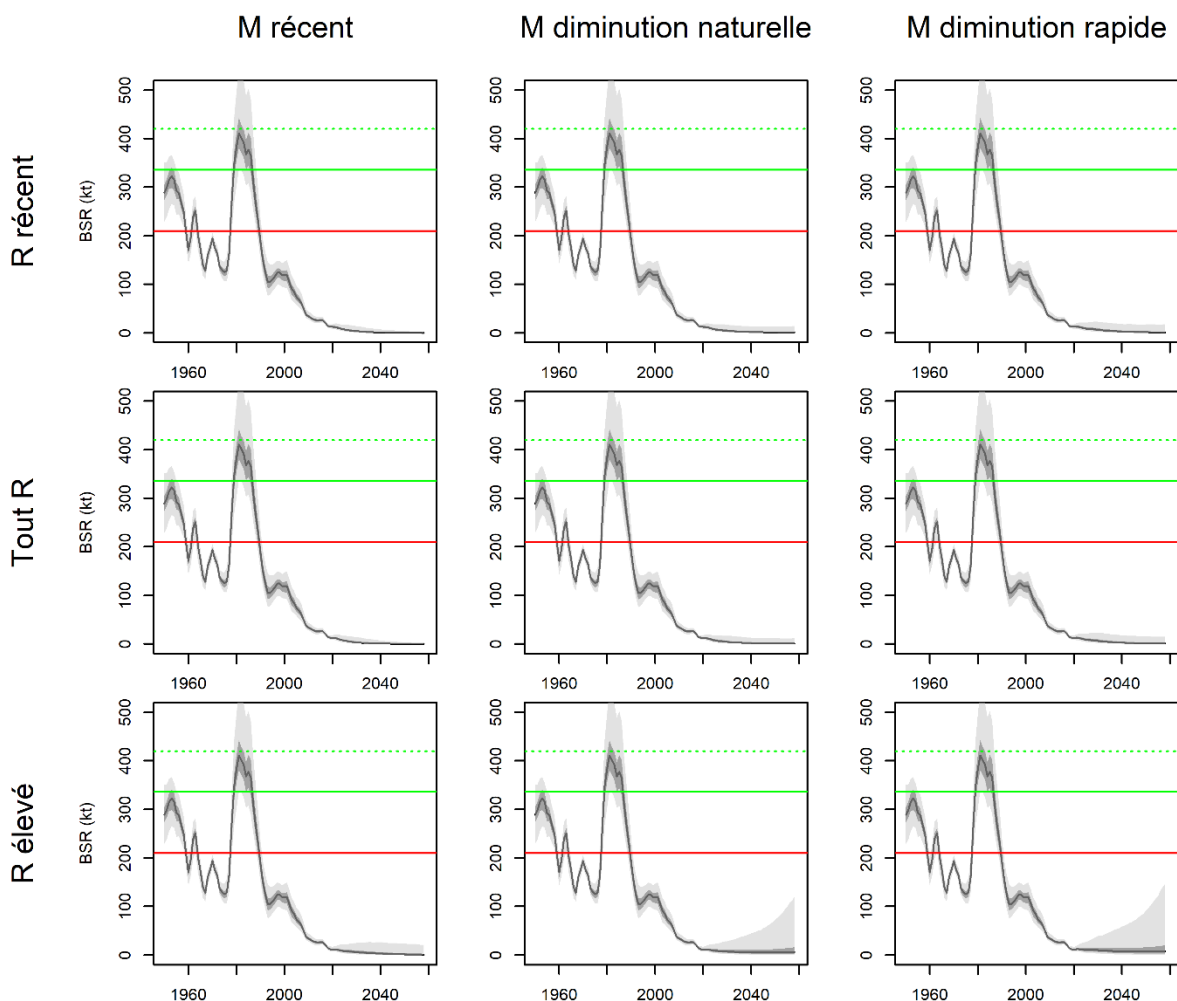


Figure 14 : Biomasse projetée du stock reproducteur (BSR, kt) pour les années 2010 à 2059, pour trois scénarios de recrutement futurs : les taux de recrutement des 20 dernières années d'évaluation (« R récent », rangée du haut), les taux de recrutement de toutes les années d'évaluation (« Tout R », rangée du milieu) et les taux de recrutement pour une période de 15 ans où les taux de recrutement les plus élevés ont été observés (« R élevé », rangée du bas), pour trois scénarios de mortalité naturelle : la mortalité naturelle moyenne des 5 dernières années d'évaluation (« M récent », colonne de gauche), un taux de diminution de la mortalité naturelle semblable au taux d'accroissement historique (« M diminution naturelle », colonne du milieu) et une diminution rapide de la mortalité naturelle de 10 % par année pendant dix ans suivie d'un niveau stable (« M diminution rapide », colonne de droite). La ligne horizontale rouge est le point de référence limite, la ligne horizontale verte est le point de référence supérieur du stock, la ligne pointillée horizontale verte est le point de référence cible, la ligne noire est l'estimation médiane de l'échantillonnage selon la méthode MCMC, et l'ombrage gris foncé et gris clair indique des intervalles de confiance de 50 % et 90 %, respectivement.

4.2. SCÉNARIOS DE GESTION

Étant donné qu'il est peu probable que la morue du sGSL se rétablisse dans les conditions actuelles, les mesures de gestion visent à préserver le stock de manière à ce que, si les conditions actuelles changent, le stock conserve le potentiel de rétablissement.

4.2.1. Atténuer les prises accessoires

Comme l'indique le cadre de l'approche de précaution (MPO 2009), l'objectif premier d'un plan de rétablissement est de promouvoir la croissance du stock pour le sortir de la zone critique (c.-à-d. l'amener au-dessus du PRL) en veillant à ce que les prélèvements de toutes les pêches soient maintenus au plus bas niveau possible jusqu'à ce que le stock ait quitté cette zone. Les plans de rétablissement doivent également inclure des restrictions supplémentaires sur les prises. La principale mesure de gestion proposée dans le rétablissement de la morue du sGSL est de maintenir les prélèvements au niveau le plus bas en continuant de mettre en œuvre ou d'élaborer de nouvelles mesures de gestion dans toutes les pêches qui interceptent la morue du sGSL. Sutton *et al.* (2024) présentent une analyse du chevauchement spatial et du potentiel de prises accessoires des pêches qui interceptent la morue du sGSL ainsi que les répercussions potentielles de la nouvelle pêche commerciale du sébaste (voir aussi Sutton *et al.* En prép.²).

Il est peu probable que la réduction des captures accessoires de morue du sGSL entraîne le rétablissement du stock puisque les projections démographiques où $F = 0$ indiquent que le stock demeurerait dans la zone critique à long terme avec les niveaux de mortalité naturelle actuels. Afin d'évaluer les répercussions prévues des prises accessoires sur l'état à long terme de la population, la population de morue du sGSL a été projetée vers l'avenir pendant 10 ans, en conservant des niveaux de prises accessoires à 0, 100, 200, 300 et 500 t, comme cela a été le cas régulièrement dans le cadre de l'évaluation du stock. La BSR projetée a diminué pour les cinq niveaux de prise, y compris avec des prises nulles (Figure 15). D'après les estimations médianes de la BSR, les niveaux de prises accessoires de 100 et 200 t n'ont pas produit de trajectoires de BSR différentes par rapport à la projection de prises de 0 t. À 300 t de prises accessoires, la BSR de la population dans 10 ans serait réduite de 10 %. À 500 t de prises accessoires, la population BSR dans 10 ans serait réduite de 16 %. Les estimations médianes de tous les scénarios de prises accessoires se situent toutes à l'intérieur des intervalles de confiance de 50 % les uns des autres (non indiqués sur la figure, par souci de clarté).

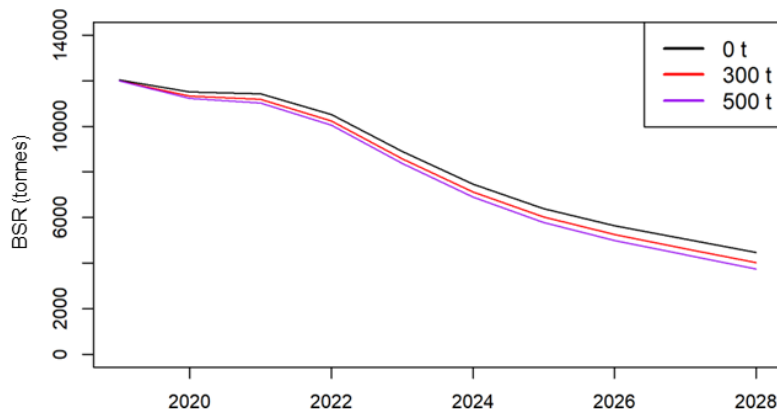


Figure 15 : Projection de la BSR de la morue pour les années 2019 à 2028, avec 0 (ligne noire), 300 (ligne rouge) et 500 (ligne violette) tonnes annuelles de prises accessoires. Les lignes pleines sont des estimations médianes selon la méthode MCMC.

² Sutton, J.T., McDermid, J.L., Landry, L., Turcotte, F. Atténuation des prises accessoires de la morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent dans les zones 4T-4Vn de l'OPANO (novembre-avril). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. En préparation.

4.2.2. Taille légale

MPO Gestion des pêches et des ports a demandé au Secteur des sciences de mettre à l'essai un scénario selon lequel la taille minimale des captures fixée dans le protocole relatif aux petits poissons est augmentée à plus de 43 cm pour déterminer si cette augmentation peut influencer sur les tendances actuelles de la population de morue du sGSL.

Le protocole sur les petits poissons prévoit que si les prises accessoires de poissons sous la taille légale atteignent 15 %, la zone est fermée. Cependant, toutes les morues capturées dans la pêche commerciale doivent être débarquées en vertu des règlements. De plus, comme l'engin de pêche est mortel, il n'y aurait aucun gain à remettre le poisson à l'eau.

La fermeture des zones où les prises accessoires de poissons sous la taille légale sont limitées pourrait limiter les prises de petits poissons et transférer ces prises à de plus gros poissons, car le TAC pour les prises accessoires resterait le même. Dans un scénario simple où la morue sous la taille légale (approximativement estimée en fixant la sélectivité des âges 2 à 6 à zéro) était complètement évitée par l'engin de pêche, les prises seraient transférées à des poissons de plus grande taille, et 60 t de morue seraient toujours prélevées de la population. Les projections démographiques réalisées à l'aide de la sélectivité de pêche inchangée et cette sélectivité modifiée n'ont montré aucune incidence sur les processus démographiques et la trajectoire du stock (Figure 16). L'incertitude entourant les estimations n'est pas démontrée par souci de clarté, mais comme les estimations médianes sont presque identiques, il est facile d'accepter qu'une telle mesure de gestion n'a aucun effet sur la trajectoire du stock.

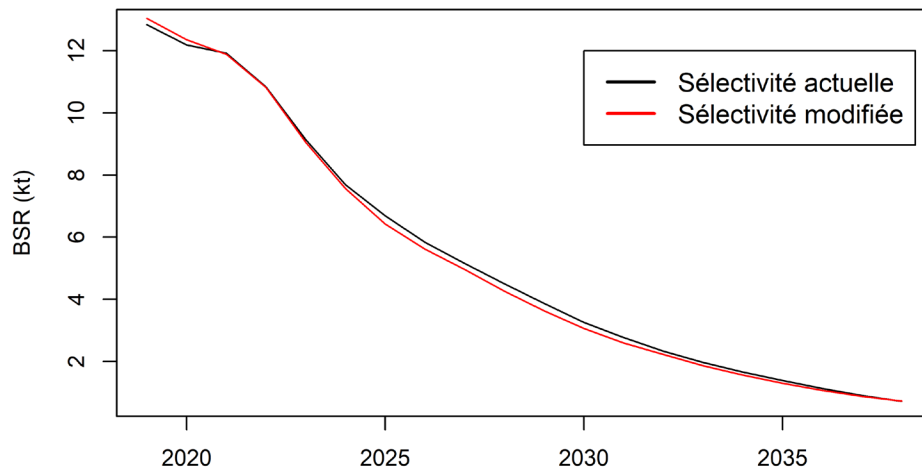


Figure 16 : Projection de la BSR de la morue pour les années 2019 à 2028, avec la sélectivité de la pêche non modifiée (ligne noire) et la sélectivité modifiée où les poissons d'âge 2 à 6 sont complètement exemptés des prises (ligne rouge). Les lignes pleines sont des estimations médianes selon la méthode MCMC.

5. OBJECTIFS MESURABLES SUPPLÉMENTAIRES

Les objectifs de rétablissement peuvent inclure d'autres paramètres que des mesures fondées sur la biomasse (MPO 2021b). Bien qu'il puisse être difficile d'établir des objectifs mesurables pour ces paramètres, d'autres considérations pour la morue du sGSL pourraient inclure des objectifs pour favoriser le recrutement et le rétablissement de la structure selon l'âge, de la taille selon l'âge et de la répartition spatiale.

5.1. FAVORISER LE RECRUTEMENT

L'aire de frai de la morue dans la vallée de Shediac, en particulier la région à l'est de Miscou, est encore utilisée depuis les dernières décennies (annexe 3). La zone du banc de Miscou a été fermée de manière permanente par ordonnance de modification à toutes les pêches de poissons de fond entre le 1^{er} janvier et le 31 décembre aux endroits où se trouvent des concentrations de morue du sGSL. Une autre section du banc de Miscou fait l'objet d'une fermeture saisonnière jusqu'à la fin de juin afin de protéger la morue durant sa période de fraie (MPO 2017b).

Toutefois, comme il est indiqué à l'annexe 3, la zone fermée n'est pas l'endroit où les principaux regroupements de morues reproductrices ont été observées. La mise à jour des coordonnées de la zone fermée en conséquence, pour permettre aux poissons de frayer sans perturbation et prévenir les prélèvements de poissons reproducteurs sont des objectifs visant à favoriser le recrutement. De plus, il est recommandé d'effectuer des recherches sur la détermination des facteurs de recrutement de la morue. La frayère de la vallée de Shediac représenterait l'endroit idéal pour l'échantillonnage de la morue reproductrice, des œufs, des larves et des composantes de production primaire et secondaire de l'écosystème afin d'étudier les facteurs ascendants affectant le recrutement.

5.2. STRUCTURE SELON L'ÂGE

Les captures selon l'âge issues du relevé par navire de recherche indique que l'abondance de la morue plus âgée a diminué pour atteindre de très faibles niveaux dans les années 2010 (Swain *et al.* 2019). On s'attend à ce que les morues plus âgées et plus grosses apportent une plus grande contribution au recrutement parce qu'on a constaté qu'elles produisent plus de lots d'œufs, des œufs de meilleure qualité, et qu'elles produisent plus d'œufs au total en fonction de leur poids corporel (Trippel 1998; Rideout *et al.* 2005; Barneche *et al.* 2018; Marshall *et al.* 2021). De plus, des données provenant d'autres stocks de morue ont montré que les stocks composés de morues plus âgées ont un plus grand succès de recrutement et une plus grande résilience aux changements environnementaux (Ohlberger *et al.* 2022; Ottersen et Holt 2022).

Provost et Botsford (2022) ont également constaté que la troncature de la structure selon l'âge des populations de morue entraînait une sensibilité accrue de la population aux changements et à la variabilité de l'environnement ainsi qu'une probabilité accrue de disparition.

De la période de 1971 à 2010, la morue du sGSL d'âge 5 et plus représentait en moyenne près de 50 % de la composition par âge du relevé par navire de recherche, tandis que la morue d'âge 8 et plus représentait 10 % des prises du relevé. Au cours de la période la plus récente, le pourcentage a diminué à 32 % et à 5 %, respectivement (Swain *et al.* 2019). La mortalité par pêche et la mortalité liée à la prédation ont contribué à la réduction de l'abondance de la morue d'un âge plus avancé.

Un objectif du plan de rétablissement pourrait être d'augmenter le pourcentage de morues d'âge 5 et plus pour atteindre les moyennes observées historiquement.

5.3. TAILLE ET ÉTAT SELON L'ÂGE

La diminution de la taille selon l'âge et le mauvais état des poissons sont deux facteurs qui ont une incidence négative sur la BSR. Les déclinés de la longueur et du poids selon l'âge de la morue du sGSL se sont produits au début de la série chronologique entre la fin des années 1970 et la fin des années 1980, mais ils sont depuis demeurés stables (Swain *et al.* 2019). On s'attendrait à ce que l'état de la morue ait augmenté récemment à mesure que la concurrence intraspécifique diminuait et que les conditions environnementales se réchauffaient.

Malheureusement, cela ne s'est peut-être pas produit en raison du risque de prédation qui a déplacé la morue de ses aires d'alimentation traditionnelles vers des eaux plus profondes (Swain *et al.* 2015), où l'état corporel historique était inférieur à celui des poissons d'autres zones du sGSL (Chouinard et Swain 2002). Le changement dans la répartition peut avoir réduit le risque de prédation, mais pourrait également avoir entraîné une diminution de l'état en raison d'un faible succès alimentaire.

Par conséquent, un objectif de rétablissement d'une taille accrue selon l'âge ou selon l'état ne serait probablement possible que si la morue pouvait retourner dans ses zones fourragères traditionnelles.

5.4. RÉPARTITION SPATIALE

On a observé des changements frappants à long terme dans la répartition spatiale de la morue du sGSL. Pendant la saison d'alimentation estivale, la morue se trouvait traditionnellement dans les zones côtières peu profondes du sGSL. À mesure que le risque de prédation augmente, sa répartition s'est déplacée vers les eaux plus profondes le long du versant sud du chenal Laurentien (Swain *et al.* 2015). Ce déplacement de l'aire de répartition vers un habitat plus défavorable a également fait en sorte que la répartition de la morue du sGSL chevauche maintenant d'autres pêches actives et émergentes dans le chenal Laurentien.

Un objectif de rétablissement pourrait être d'observer le retour de la morue dans les eaux côtières peu profondes du sGSL.

5.5. HABITAT

Selon le paragraphe 2(1) de la *Loi sur les pêches*, par habitat, on entend « les eaux où vit le poisson et toute aire dont dépend, directement ou indirectement, sa survie, notamment les frayères, les aires d'alevinage, de croissance ou d'alimentation et les routes migratoires ». Pour certains stocks, la disponibilité et la qualité de l'habitat peuvent être importantes pour le rétablissement du stock lorsqu'elles sont étroitement liées au déclin ou au potentiel de rétablissement du stock. En ce qui concerne cette définition, il est peu probable que la perte ou la dégradation de l'habitat ait contribué au déclin du stock ou qu'elle ait joué un rôle dans la prévention du rétablissement du stock. Traditionnellement, le stock de morue du sGSL passait l'hiver dans l'eau relativement chaude le long du versant sud du chenal Laurentien dans la région du détroit de Cabot et dans la division 4Vn de novembre à avril. En avril et au début de mai, le stock migrait pour frayer et se nourrir dans le sGSL (Swain *et al.* 2012). Les températures médianes des aires occupées par la morue du sGSL varient généralement d'environ 1 à 6 °C selon la saison. Compte tenu de la vaste répartition des eaux qui conviennent à la morue dans le sGSL, l'habitat n'est pas considéré comme limitatif pour cette population. De plus, la morue du sGSL n'a pas de lieu d'habitation connu semblable à un terrier ou à un nid qui pourrait limiter son rétablissement (COSEPAC 2010; Swain *et al.* 2012). Le sGSL a connu une tendance vers des eaux plus chaudes, une saison des glaces plus courte et un volume de glace plus faible (Galbraith *et al.* 2021), mais cela n'a pas diminué le potentiel d'habitat de la morue.

6. SUIVI DE LA PROGRESSION DU RÉTABLISSMENT

La progression du rétablissement sera suivie au moyen du modèle d'évaluation du stock de morue du sGSL, de la surveillance des paramètres de productivité (mortalité naturelle, recrutement et croissance) et de l'incertitude connexe des résultats du modèle. Des projections et des tableaux de décisions permettront de surveiller l'évolution vers l'atteinte des objectifs du plan de rétablissement. Le suivi de la progression du plan devrait faire partie du cycle

d'évaluation pluriannuel. Les objectifs devraient être révisés et les modèles devraient être mis à jour à mesure que les estimations de la productivité des stocks changent.

7. FRÉQUENCE DE L'EXAMEN PÉRIODIQUE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT

L'examen périodique du plan de rétablissement devrait suivre le cycle d'évaluation du stock de morue du sGSL qui dure quatre ans et comprendre une mise à jour provisoire à mi-parcours. Comme le prévoit ce cycle d'évaluation pluriannuel, il faudrait procéder à une évaluation complète si la mise à jour provisoire révélait que l'indicateur du stock se situe au-dessus de l'approximation du PRL. Quelle que soit la date à laquelle une nouvelle évaluation du stock doit être lancée, il faut prévoir un délai d'au moins 6 à 12 mois avant le début pour permettre la lecture des nouvelles structures de détermination de l'âge qui seront nécessaires à l'interprétation de la trajectoire de la population.

8. RÉFÉRENCES CITÉES

- Barneche, D.R., Robertson, D.R., White, C.R., and Marshall, D.J. 2018. Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science* 360(6389): 642–645.
- Beaugrand, G., Brander, K., Alistair Lindley, J., Souissi, S. and Reid C.P. 2003. [Plankton effect on Cod recruitment in the North Sea](#). *Nature* 426, 661–664 (2003).
- Beddington, J.R. and J.R. Cooke. 1983. The potential yield from previously unexploited stocks. FAO Fisheries Technical Paper 242. 52pp.
- Benoît, H.P., Swain, D.P., Bowen, W.D., Breed, G.A., Hammill, M.O. and Harvey, V. 2011. Evaluating the potential for grey seal predation to explain elevated natural mortality in three fish species in the southern Gulf of St. Lawrence. *Mar Ecol Prog Ser* 442:149-167.
- Benoît, H.P., and Rail, J.-F. 2016. [Principal predators and consumption of juvenile and adult Atlantic Herring \(*Clupea harengus*\) in the southern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/065. viii + 42 p.
- Beverton, R.J.H. 1965. Catch effort of some ICNAF fisheries. *Res. Bull. Int. Comm. Northw. Atl. Fish.* 2: 59-72.
- Charbonneau, J.A., Keith, M.D., Hutchings, A.J. 2019. Trends in the size and age structure of marine fishes, *ICES Journal of Marine Science*. 76-4: 938-945
- Chouinard, G. A., and Fréchet, A. 1994. Fluctuations in the Cod stocks of the Gulf of St Lawrence - *ICES mar. Sei. Symp.*, 198: 121-139.
- Chouinard, G.A., and Swain, D.P. 2002. Depth-dependent condition and length-at-age of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1451–1459.
- Chouinard, G., Swain, D., Currie, L., Poirier, G., Rondeau, A., H., B., Hurlbut, T., and Daigle, D. 2003. [Assessment of Cod in the Southern Gulf of St. Lawrence, February 2003](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/015: i + 116 p.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., and Grenfell, B. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends Ecol. Evol.* 14: 405–410.
- COSEPAC 2010. [COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Cod *Gadus morhua* in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xiii + 105 pp.

-
- Cox, S.P., Benson, A.J., Cleary, J.S., et Taylor, N.G. 2019. [Points de référence limites potentiels comme base pour choisir parmi les autres règles de contrôle des prises pour le hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/050. viii + 52 p.
- Dickie, L.M. 1963. Estimation of mortality rates of Gulf of St. Lawrence Cod from results of a tagging experiment. Spec. Publ. Int. Comm. Northw. Atl. Fish. 3: 71-80.
- Duplisea, D. and Fréchet, A. 2010. [Precautionary reference point estimates for northern Gulf of St. Lawrence \(3Pn4RS\) Cod \(*Gadus morhua*\) and methods for their calculation](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/097. iv + 24 p.
- Dutil, J.-D. and Brander, K. (2003), Comparing productivity of North Atlantic Cod (*Gadus morhua*) stocks and limits to growth production. Fisheries Oceanography, 12: 502-512.
- Gabriel, W. L., M. P. Sissenwine, and W. J. Overholtz. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for Georges Bank haddock. North American Journal of Fisheries Management 9: 383-391.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D. et Lafleur, C. 2021. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/045. iv + 84 p
- Hammill, M.O., Rossi, S.P., Mosnier, A., den Heyer, C.E., Bowen, W.D., et Stenson, G.B. 2023. [Abondance du phoque gris dans les eaux canadiennes et avis sur la récolte](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/053. iv + 44 p.
- Hanson, J.M., and Chouinard, G.A. 1992. Evidence that size-selective mortality affects growth of Atlantic Cod (*Gadus morhua* L.) in the southern Gulf of St. Lawrence. J. Fish Biol. 41: 31-41.
- Hilborn, R.; Walters, C. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty; Springer Science: Boston, MA, USA, 1992; pp. 453–470.
- Hutchings, J.A. 1999. Influence of growth and survival costs of reproduction on Atlantic cod, *Gadus morhua*, population growth rate. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 56(9): 1612-1623.
- ICES. 2017. ICES fisheries management reference points for category 1 and 2 stocks. ICES Advice Tech. Guidel. 12(4.3.1): 1–19.
- Julious, S.A. 2001. Inference and estimation in a changepoint regression problem. The Statistician, 50: 51-61.
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2018. [The selection and role of limit reference points for Pacific herring \(*Clupea pallasii*\) in British Columbia, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/009.
- Lavigne, L., and Hammill, M. 1993. Distribution and seasonal movements of grey seals, *halichoerus grypus*, born in the gulf of st. lawrence and eastern nova scotia shore. Can. Field-Nat. 107: 329–340.
- Legault, C.M., and Palmer, M.C. 2015. [In what direction should the fishing mortality target change when natural mortality increases within an assessment?](#) Can. J. Fish. Aquat. Sci. 73(3): 349–357.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51(1): 110–122.
-

-
- Marshall, D.J., Barneche, D.R., and White, C.R. 2021. How does spawning frequency scale with body size in marine fishes? *Fish Fish.* 23(2): 316–323.
- McIntyre, M. T., and Hutchings, J.A.. 2003. [Small-scale temporal and spatial variation in Atlantic cod \(*Gadus morhua*\) life history](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 60(9): 1111-1121.
- Minto, C., Myers, R. A., and Blanchard, W. 2008. Survival variability and population density in fish populations. *Nature*, 452: 344–347.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). Date de modification : 2009-03-23.
- MPO. 2011. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la morue franche \(*Gadus morhua*\) de l'unité désignable du Sud laurentien](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2011/028
- MPO. 2015. [Mise à jour de 2014 sur l'état du stock de la morue franche des divisions 4X5Yb](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2015/010.
- MPO. 2017a. [Sélection et rôle des points de référence limites du hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) en Colombie-Britannique, Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/030.
- MPO. 2017b. [Plan de gestion intégrée des pêches - Poissons de fond du Saint-Laurent \(Sous-divisions 3Pn et 4Vn et divisions 4RST de l'OPANO\)](#).
- MPO. 2019a. [Évaluation de la morue franche \(*Gadus morhua*\) du sud du golfe du Saint-Laurent \(Div. de l'OPANO 4T-4Vn \(nov. – avril\)\) jusqu'en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/021.
- MPO. 2019b. [Évaluation du point de référence limite de la biomasse de la morue du nord \(divisions 2J3KL de l'OPANO\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/058.
- MPO. 2021a. [Mise à jour des indices d'abondance jusqu'en 2020 pour la morue franche \(Divs. 4T et 4Vn \(novembre à avril\) de l'OPANO\) et la plie canadienne \(Div. 4T de l'OPANO\) évaluées et gérées par la Région du Golfe du MPO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/011.
- MPO. 2021b. [Lignes directrices scientifiques à l'appui de l'élaboration des plans de rétablissement des stocks de poissons canadiens](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/006.
- MPO. 2023a. [Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/009.
- MPO. 2023b. [Évaluation du stock de morue franche du nord du golfe du Saint-Laurent \(3Pn, 4RS\) en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/035.
- Mohn, R. K., and Chouinard, G. A. 2004. [Production analysis of southern Gulf of St. Lawrence Cod for the identification of biological reference points](#). DFO Can. Sci. Advis. Res. Doc. Sec. 2004/039.
- MF. 2011. Operational Guidelines for New Zealand's Harvest Strategy Standard, Revision 1, June 2011. 78 p.
- Myers, R.A., and Doyle, R.W. 1983. Predicting natural mortality rates and reproduction-mortality trade-offs from life history data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 612-620.
-

-
- Myers, R., Rosenberg, A., Mace, P., Barrowman, N., and Restrepo, V. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES Journal of Marine Science*, 51: 191-205.
- Myers, R. A., and Cadigan, N. G. 1996. Was an increase in natural mortality responsible for the collapse of northern Cod? *Oceanographic Literature Review*, 43(6), 608.
- Myers, R.A., and Fowlow, P.S. 1997. Maximum population growth rates and recovery times for Atlantic Cod , *Gadus morhua*. *Fish. Bull.* (95): 762–772.
- Neubauer, P., Jensen, O. P., Hutchings, J. A., and Baum, J. K. 2013. Resilience and recovery of overexploited marine populations. *Science*, 340: 347–349.
- Neuenhoff, R.D., Swain, D.P., Cox, S.P., Mcallister, M.K., Trites, A.W., Walters, C.J., and Hammill, M.O. 2019. Continued decline of a collapsed population of Atlantic Cod. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76: 168–184.
- Nicholson, A. 1933. The balance of animal populations. *J. Anim. Ecol.* 2: 131–178.
- O'Brien, C., Kell, L., and Smith, M. 2003. Evaluation of the use of segmented regression through simulation for a characterisation of the North Sea cod (*Gadus morhua*) stock, in order to determine the properties of B_{lim} (the biomass at which recruitment is impaired). International Council for the Exploration of the Sea, ICES CM, 2003/Y:10.
- Ohlberger, J., Langangen, Øystein, and Stige, L.Chr. 2022. Age structure affects population productivity in an exploited fish species. *Ecol. Appl.* 32(5).
- Ottersen, G., and Holt, R.E. 2022. Long-term variability in spawning stock age structure influences climate recruitment link for Barents Sea cod. *Fisheries Oceanography*, 32(1), 91–105.
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 10: 430.
- Perälä, T.A., Swain, D.P., and Kuparinen, A. 2017. [Examining nonstationarity in the recruitment dynamics of fishes using Bayesian change point analysis](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74(5): 751–765.
- Planque, B. and T. Frédou. 1999. [Temperature and the recruitment of Atlantic Cod \(*Gadus morhua*\)](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 56(11): 2069-2077.
- Provost, M.M. and Botsford, L.W. 2022. [How life history determines time scale sensitivity and extinction risk of age-structured populations](#). *Oikos*, 2022: e08909.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rideout, R.M., Rose, G.A., and Burton, M.P.M. 2005. Skipped spawning in female iteroparous fishes. *Fish Fish.* 6(1): 50–72.
- Rose, G.A. 2004. [Reconciling overfishing and climate change with stock dynamics of Atlantic Cod \(*Gadus morhua*\) over 500 years](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61(9): 1553–1557.
- Rosenberg, A.A., Bolster, W.J., Alexander, K.E., Leavenworth, W.B., Cooper, A.B., and McKenzie, M.G. 2005. The history of ocean resources: Modeling Cod biomass using historical records. *Front. Ecol. Environ.* 3(2): 84–90.
- Rossi, S.P., Cox, S.P., Benoît, H.P. 2024. Extirpation of Atlantic Cod from a Northwest Atlantic ecosystem in the absence of predator control : inference from an ecosystem model of intermediate complexity. *Marine Ecology Progress Series*. *in press*.

-
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. Aust. Fish. Manag. Auth. R2001/0999 (December): 169.
- Schaefer, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 1: 23–56.
- Schaefer, M. B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 2: 243–285.
- Schijns, R., Froese, R., Hutchings, J.A., and Pauly, D. 2021. [Five centuries of cod catches in Eastern Canada](#). ICES J. Mar. Sci. **78**(8): 2675–2683. Oxford University Press.
- Shelton, P.A., and Rice, J.C. 2002. [Limits to overfishing: reference points in the context of the Canadian perspective on the precautionary approach](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/084. 29 p.
- Sinclair, A. F., Murawski, S. A. 1997. Why have groundfish stocks declined? In J. Boreman, B. S. Nakashima, J. A. Wilson, and R. L. Kendall (Eds.), Northwest Atlantic Groundfish: Perspectives on a Fishery Collapse (pp. 71–93). Bethesda MD: American Fisheries Society.
- Sinclair, A., Swain, D., and Hanson, J. 2002a. Measuring changes in the direction and magnitude of size-selective mortality in a commercial fish population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 361–371.
- Sinclair, A., Swain, D., and Hanson, J. 2002b. Disentangling the effects of size-selective mortality, density, and temperature on length-at-age. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 372–382.
- Sutton, J.T., McDermid, J.L., Landry, L., and Turcotte, F. 2024. Spatiotemporal analysis provides solutions to mitigate bycatch of southern Gulf of St. Lawrence Atlantic Cod in an expanding Redfish fishery. Fish. Res. 276, 107038.
- Swain, D., and Wade, E. 1993. Density-Dependent Geographic Distribution of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) in the Southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 725–733.
- Swain, D., and Sinclair, A. 2000. Pelagic fishes and the Cod recruitment dilemma in the Northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1321–1325.
- Swain, D.P., Sinclair, A.F., and Hanson, J.M. 2007. Evolutionary response to size-selective mortality in an exploited fish population. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 274: 1015-1022.
- Swain, D., Benoît, H., Hammill, M., McClelland, G., and Aubry, É. 2011. [Alternative hypotheses for causes of the elevated natural mortality of Cod \(*Gadus morhua*\) in the southern Gulf of St. Lawrence: The weight of evidence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/036: iv + 33p.
- Swain, D.P., Savoie, L. et Aubry, É. 2013. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la morue franche \(*Gadus morhua*\) de l'unité désignable du Sud laurentien : morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent \(divisions 4T-4Vn \(nov. - avril\) de l'OPANO\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2012/052. iii + 53 p.
- Swain, D.P. and Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem. Mar Ecol Progr Ser 519, 165-182.

-
- Swain, D.P., Benoît, H.P., and Hammill, M.O. 2015. Spatial distribution offishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. *J. Anim. Ecol.* 84: 1286–1298.
- Swain, D.P., Ricard, D., Rolland, N. et Aubry, É. 2019. [Évaluation du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) du sud du golfe du Saint-Laurent, divisions 4T et 4Vn \(novembre à avril\) de l'OPANO, mars 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/038. iv + 108 p.
- Trippel, E.A. 1998. Egg Size and Viability and Seasonal Offspring Production of Young Atlantic Cod. *Trans. Am. Fish. Soc.* 127(3): 339–359.
- Tsikliras, A. C., and Froese, R. 2019. Maximum Sustainable Yield, in *Encyclopedia of Ecology*, 2nd Edn, ed. B. Fath, Oxford: Elsevier, 108–115.
- Turcotte, F., Swain, D.P., McDermid, J.L. et DeJong, R.A. 2021. [Évaluation des stocks de Hareng de l'Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2018-2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/030. xv + 167 p.
- Turcotte, F. 2022. [Effets de l'environnement sur la dynamique du recrutement et sur les projections de la population de géniteurs de printemps du hareng de l'Atlantique de la division 4TVn de l'OPANO](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/047. iv + 27 p.
- Wang, Y. et Irvine, F. 2022. [Cadre de modélisation de 2018 pour l'évaluation du stock de morue des divisions 4X5Y](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/017. iv + 46 p.

ANNEXE 1: EFFET DE L'ABONDANCE DES POISSONS PÉLAGIQUES SUR LE RECRUTEMENT DE LA MORUE

Swain et Sinclair (2000) ont constaté que la période de survie élevée des pré-recrues de la morue du sGSL au début des années 1970 coïncidait avec l'effondrement des stocks de maquereau et de hareng de l'Atlantique. Ces poissons pélagiques sont des prédateurs potentiels ou des concurrents des premiers stades du cycle biologique de la morue. L'étude a révélé une forte relation négative entre la biomasse de ces poissons pélagiques et le taux de recrutement de la morue du sGSL. Les modèles d'évaluation ont connu de nombreux changements pour les trois stocks depuis cette étude, et des décennies de nouvelles données sont maintenant disponibles pour mettre à jour les résultats.

Les taux de recrutement de la morue ont été obtenus de Swain *et al.* (2019). La biomasse du hareng et du maquereau pour les années 1963 à 1977 a été obtenue de Swain et Sinclair (2000), tandis que la biomasse du hareng pour les années 1978 à 2016 a été obtenue de Rolland *et al.* (2022). La biomasse du maquereau pour les années 1978 à 2016 a été obtenue de Van Beveren *et al.* (2023).

Les taux de recrutement de morue les plus élevés se sont produits à la BSR intermédiaire de la morue et à la biomasse intermédiaire des poissons pélagiques (Figure 17). Une BSR de morue plus faible et une biomasse de poissons pélagiques plus faibles ont produit des taux de recrutement de morue inférieurs aux valeurs les plus élevées (années 1974 à 1977).

Comme pour Swain et Sinclair (2000), l'effet de la biomasse du hareng et du maquereau a été mis à l'essai sur la relation stock-recrues de la morue du sGSL. Une relation entre le stock et le recrutement de Ricker a été supposée avec une erreur lognormale. Les relations avec (Ricker étendu) et sans covariable (Ricker standard) ont été ajustées aux données à l'aide d'une régression linéaire, avec le logarithme du nombre de recrue par unité de BSR comme variable dépendante, et la BSR et les estimations de la biomasse du hareng et du maquereau au cours de l'année du frai de la morue comme variables indépendantes (Hilborn and Walters 1992). Un processus autorégressif d'ordre 1 a été supposé pour l'erreur de modèle. Les modèles ont été ajustés en utilisant la fonction `gls` dans R (R Core Team 2023).

La formulation standard de Ricker était la suivante :

$$\log \frac{r}{bsr} = \alpha - (\beta \times bsr) + \varepsilon$$

Où r est le nombre de morues d'âge 2 au cours de l'année $t + 2$ et la bsr est la biomasse du stock reproducteur de morue l'année t . L'estimation du paramètre alpha (7,361) était significative ($p < 0,001$), alors que celle du paramètre bêta (- 2,00E-06) ne l'était pas ($p = 0,0744$).

Le modèle de Ricker étendu prenait la forme suivante :

$$\log \frac{r}{bsr} = \alpha - (\beta_1 \times bsr) - (\beta_2 \times pel) + \varepsilon$$

Où pel est la biomasse des poissons pélagiques (hareng et maquereau) dans le sGSL l'année t . L'estimation du paramètre alpha (7,892) était significative ($p < 0,001$), alors que celle du paramètre beta 1 (- 3.00E-06) ne l'était pas ($p = 0,066$) et du paramètre bêta 2 (-1,00E-06) ne l'était pas non plus ($p = 0,062$).

À l'aide d'un plus grand nombre d'années de données et d'estimations de modèles contemporains, l'ajout de la biomasse du hareng et du maquereau au modèle stock-recrue de Ricker n'a pas amélioré l'ajustement et n'a pas été considéré comme ayant un effet significatif sur le taux de recrutement de la morue.

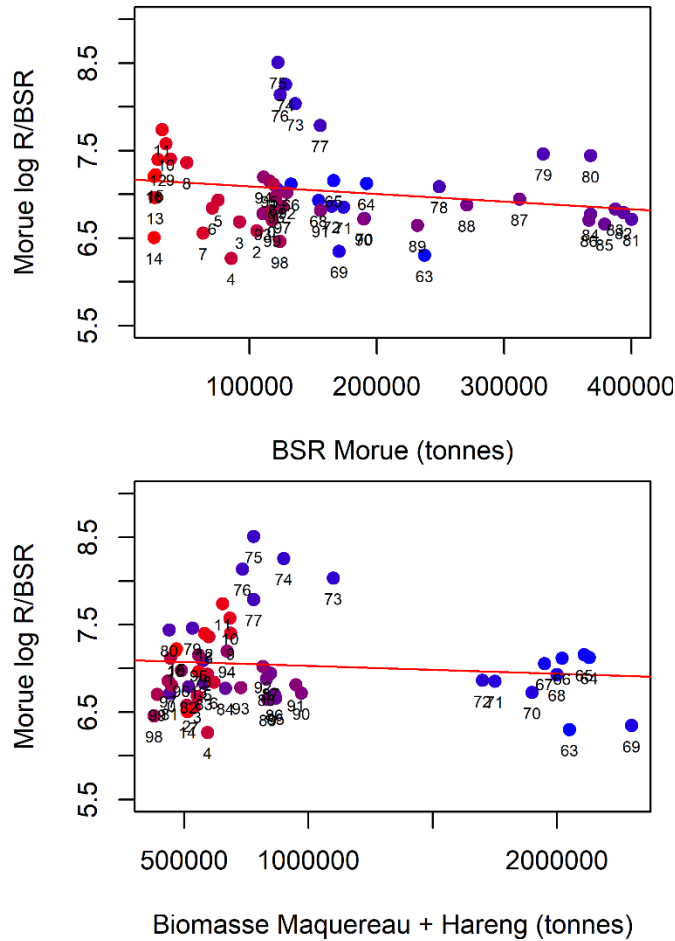


Figure 17 : Relations entre le taux de recrutement de morues (R/BSR) et la biomasse du stock reproducteur de morue (BSR ; graphique supérieur) ou la biomasse des poissons pélagiques (maquereau + hareng; graphique inférieur) dans le sud du golfe du Saint-Laurent entre 1963 et 2016.

La biomasse moyenne des poissons pélagiques en 1974 et 1975, les années où les taux de recrutement de morue étaient extrêmement élevés, était de 800 000 t. Si cette série chronologique reconstituée de biomasse du hareng et du maquereau à l'aide de diverses sources peut être considérée comme une représentation raisonnable de la réalité, on peut soutenir que la biomasse des poissons pélagiques dans les sGSL est demeurée en deçà du niveau qui a permis les taux de recrutement extrêmement élevés de morue en 1974 et 1975 (Figure 18). Par conséquent, il ne semble pas plausible qu'une faible biomasse des poissons pélagiques soit le déclencheur de taux élevés de recrutement de la morue. Sinon, ces taux de recrutement élevés auraient persisté ou du moins se seraient produits plus souvent tout au long de la série chronologique.

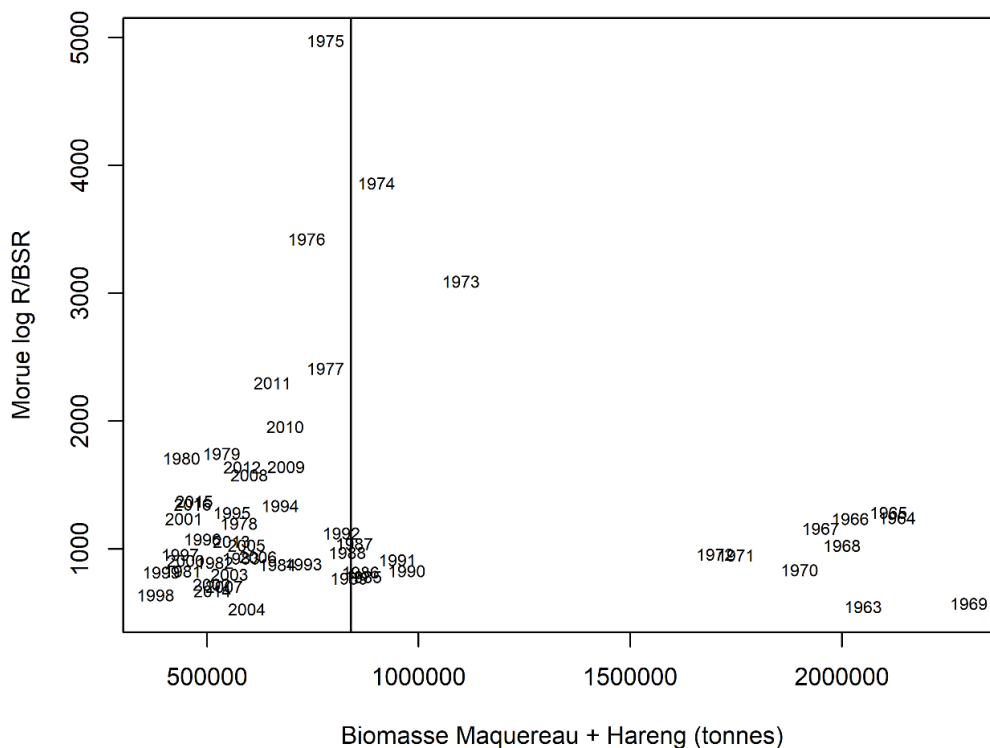


Figure 18 : Taux de recrutement de la morue du sGSL (nombre de poissons d'âge 2 par la BSR qui les a produits, sur l'échelle logarithmique) en fonction de la biomasse combinée du hareng et du maquereau. La ligne noire verticale est la biomasse moyenne des poissons pélagiques au cours des années où les taux de recrutement de morue sont élevés.

Références citées

- Hilborn, R., and Walters, C. J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2: 177–186.
- R Core Team (2023). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rolland, N., Turcotte, F., McDermid, J.L., DeJong, R.A., et Landry, L. 2022. [Évaluation des stocks de Hareng Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2020-2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/068. xiii + 148 p.
- Swain, D.P., and Sinclair, A.F. 2000. Pelagic fishes and the cod recruitment dilemma in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(7): 1321–1325. doi:10.1139/cjfas-57-7-1321.
- Swain, D.P., Ricard, D., Rolland, N. et Aubry, É. 2019. [Évaluation du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) du sud du Golfe du Saint-Laurent, divisions 4T et 4Vn \(novembre à avril\) de l'OPANO, mars 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/038. iv + 108 p.
- Van Beveren, E., Boudreau, M., Lévesque, L., Lehoux, C., Boudreau, M., et Plourde, S. 2023. [Évaluation du contingent nord du maquereau bleu \(*Scomber scombrus*\) en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/080. v + 52 p.

ANNEXE 2 : AJUSTEMENTS DU MODÈLE DE PRODUCTION EXCÉDENTAIRE, RÉPARTITIONS ANTÉRIEURE ET POSTÉRIEURE

La figure 19 montre les paires r-K viables déterminées par la mise en œuvre bayésienne du modèle de Schaefer complet (BSM), le point rouge montrant la paire r-K la plus probable prédite, avec des limites de confiance de 95 %. Le nuage de points est raisonnablement distribué, et les intervalles de confiance sont raisonnablement petits et dans les valeurs attendues compte tenu des renseignements préalables.

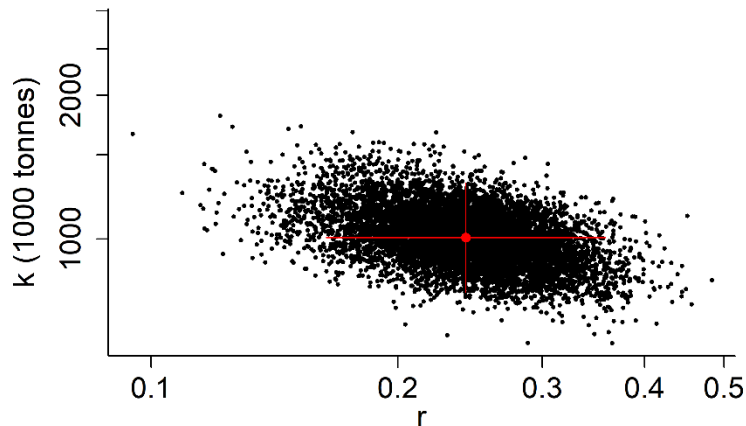


Figure 19 : Paires r et k viables estimées par le modèle BSM (points noirs). Le point rouge est l'estimation médiane de l'échantillonnage selon la méthode MCMC, et les lignes rouges sont les intervalles de confiance à 95 %.

Les distributions postérieures des paramètres se chevauchent avec les distributions antérieures pour tous les paramètres (Figure 20). Pour les paramètres B/K en 1985 et K , la densité maximale des distributions postérieures se trouvent aux marges des distributions précédentes, ce qui montre que le modèle disposait de suffisamment de renseignements pour estimer les valeurs des paramètres éclairées par les données plutôt que vaguement définies par les valeurs a priori pour ces paramètres liés à la taille du stock et à la capacité de charge.

Le modèle s'adapte bien aux données (Figure 21), les valeurs prédites de capture et d'indice correspondant presque parfaitement aux valeurs observées au cours de la série chronologique. La variation du procédé et les valeurs résiduelles sont relativement faibles et l'essai d'autocorrélation BSM sur les résidus a montré que les valeurs résiduelles ne posaient pas de problème.

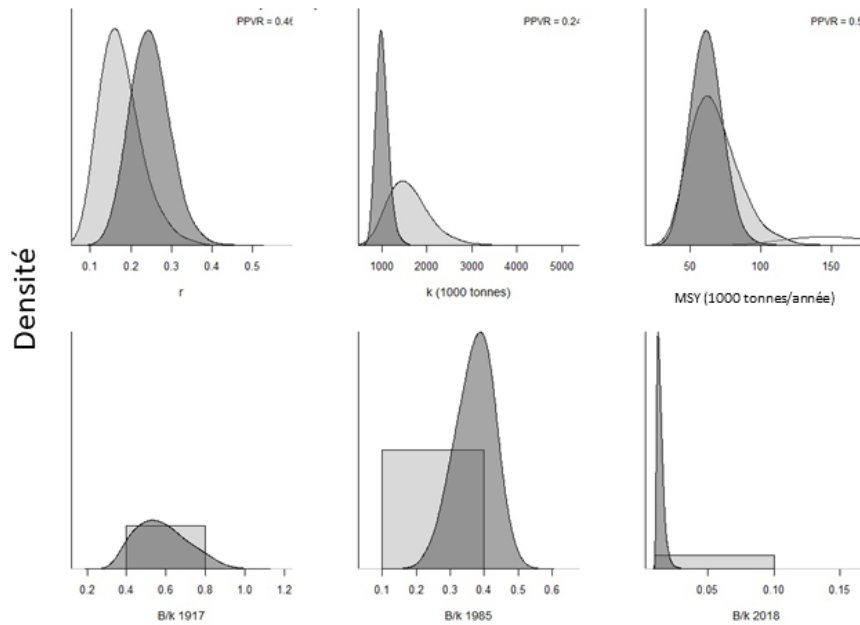


Figure 20 : Comparaison des densités antérieures (gris pâle) et postérieures (gris foncé, même zone sous les courbes) à partir de l'analyse BSM pour la productivité (r), la taille maximale des stocks (K), le rendement maximal durable (MSY) et la taille relative des stocks (B/K) au début, à une année intermédiaire et à la fin de la série chronologique disponible de données sur les prises.

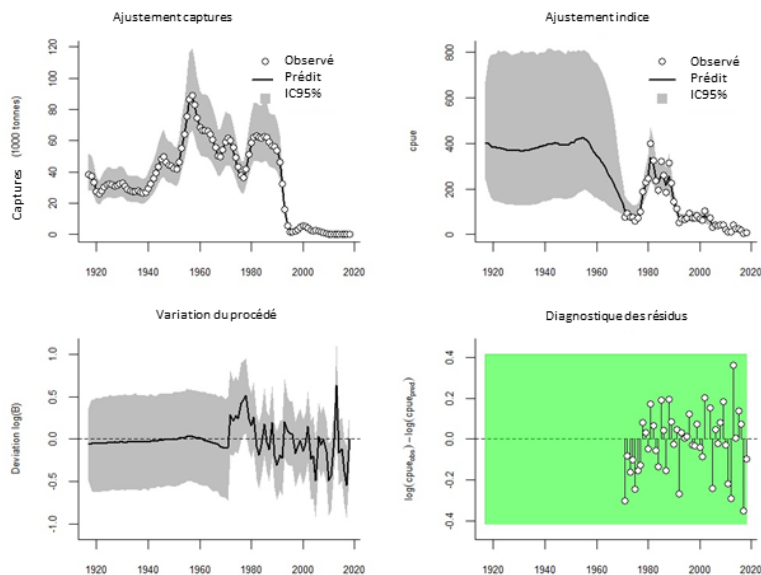


Figure 21 : Sortie du diagnostic du modèle BSM pour l'ajustement de la capture prédite à la capture observée, l'ajustement de la CPUE de l'indice de biomasse prédite à la CPUE observée, les écarts entre la biomasse observée et la biomasse prédite (variation du procédé) et une analyse des valeurs résiduelles \log -CPUE, avec un fond blanc ou vert si l'autocorrélation des valeurs résiduelles est jugée négligeable et rouge dans le cas contraire.

ANNEXE 3 : EMPLACEMENT DES FRAYÈRES DE LA MORUE

On pense que l'aire de frai principale de la morue du sGSL se trouve dans la région de la vallée de Shediac au large de Miscou (Swain *et al.* 2012). Powles (1958) a signalé que la période de frai de la morue dans le sGSL durait de mai à septembre, avec un pic de frai à la fin de juin. Peu de programmes d'échantillonnage ciblent ou capturent la morue dans le sGSL au cours des mois de mai à juillet. Le seul programme d'échantillonnage qui satisfaisait à ces critères était le relevé de l'état de la morue du sGSL. Cependant, la couverture spatiale n'est pas aléatoire au sGSL dans la base de données du programme d'échantillonnage, car l'objectif du relevé était de capturer la morue, de sorte que l'échantillonnage a ciblé les zones de concentrations connues. Pendant la saison de frai présumée, entre mai et juillet, les traits de chalut étaient concentrés dans la vallée de Shediac et la région de la baie des Chaleurs, avec quelques traits dans les environs du Cap-Breton ou autour et un nombre limité de traits dans le chenal Laurentien (Figure 22). Malgré cette approche d'échantillonnage ciblée, l'ensemble de données peut être utilisé pour confirmer la présence de morue reproductrice et les zones qu'elle fréquente en fonction des stades de maturité compatibles avec le frai.

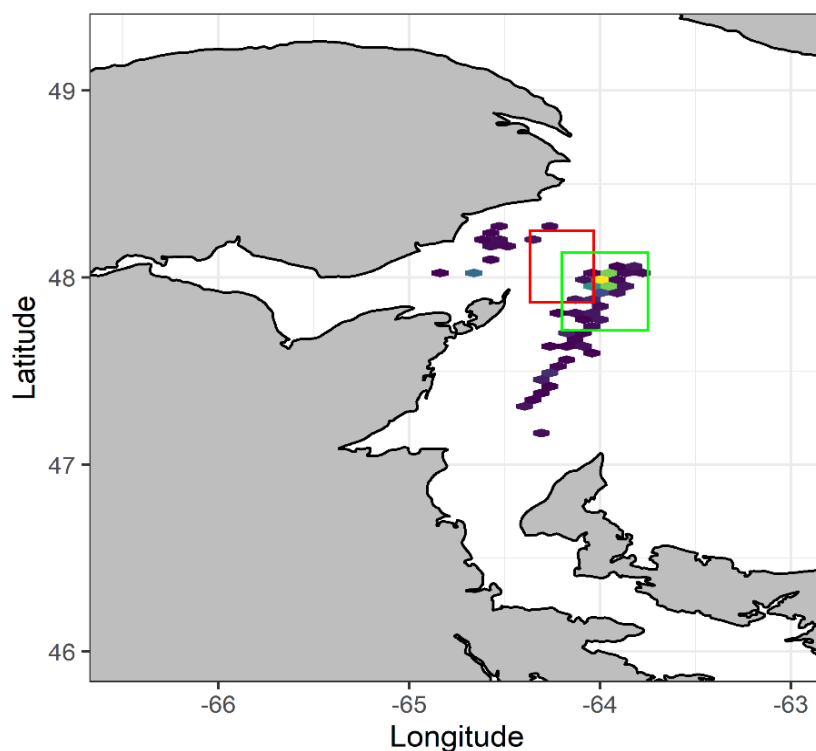


Figure 22 : Nombre de poissons au stade de maturité 4 et 5 échantillonnés au cours des mois de mai, juin et juillet entre 1992 et 2018 dans la base de données du programme d'échantillonnage de l'état de la morue (0 à 300+ poissons, de mauve à jaune). La boîte rouge représente la zone fermée et la boîte verte, la zone fermée proposée.

Le protocole d'échantillonnage du relevé sur l'état de la morue définit le stade de maturité et de migration comme suit : gonade de couleur transparente à rose-violacée. Gros œufs translucides exprimés librement par l'exercice d'une pression sur la masse « gélatineuse » de l'ovaire. Par conséquent, la base de données a été filtrée pour obtenir les stades de maturité 4 et 5 mâles et femelles capturés entre les mois de mai à juillet (au cours des dernières années, les protocoles ont été révisés et seul le stade 5 est utilisé pour le frai). L'abondance par trait a ensuite été obtenue pour toutes les années combinées. Il n'y avait aucune différence entre l'abondance par

trait et la densité géographique des stades de maturité 4 et 5 entre les mâles et les femelles (non indiquée).

L'emplacement où l'abondance par trait de morue des stades de maturité 4 et 5 était aussi l'emplacement où il y avait le plus grand nombre de traits par pêche. Cela s'explique par le plan d'échantillonnage opportuniste où un grand nombre de poissons étaient nécessaires pour effectuer l'analyse de l'état de la morue, et cet emplacement était connu pour être une zone où la morue a été regroupée par la biologiste responsable de l'échantillonnage (Éliane Aubry; communication personnelle). Par conséquent, l'échantillonnage a été biaisé vers cette zone, mais l'échantillonnage dans d'autres zones n'a pas réussi à capturer la morue, ou a capturé des morues qui n'avaient pas une maturité gonadique de stades de maturité 4 et 5, ou bien seulement de faibles nombres par trait de stades de maturité 4 et 5 ont été capturés à l'extérieur de cette zone principale. Malgré les biais et les mises en garde de cette approche, cette analyse a permis de confirmer que la vallée de Miscou/Shediac (environ 64W, 48N) demeure la zone dominante pour le frai de la morue. De plus, quelques traits dans la baie des Chaleurs et dans la partie sud de la vallée de Shediac ont montré quelques valeurs avec une abondance élevée par trait de morue avec des gonades aux stades de maturité 4 et 5, mais pas autant avec une plus petite abondance par trait que dans la zone principale.

Nous proposons une mise à jour des coordonnées des zones fermées pour la pêche afin de l'harmoniser avec l'emplacement des regroupements de frai de la morue (48.133; 47.716; -63.750; -64.200; Figure 23).

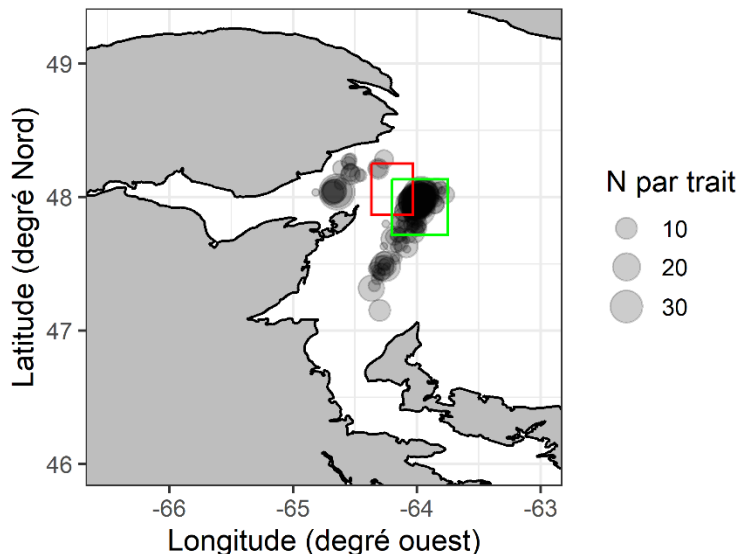


Figure 23 : Abondance par trait (N par trait) de la morue reproductrice (stade de maturité des gonades 4 et 5) entre mai et juillet d'après la base de données du programme d'échantillonnage de l'état de la morue. La boîte rouge représente la zone fermée et la boîte verte, la zone fermée proposée.

Références citées

Powles, P.M. 1958. Studies of reproduction and feeding of Atlantic cod (*Gadus callarius* L.) in the southwestern Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 15: 1383-1402.

Swain, D.P., Savoie, L. and Aubry, É. 2012. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la morue franche \(*Gadus morhua*\) de l'unité désignable du Sud laurentien : morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent \(division 4T-4Vn \(nov.-avril\) de l'OPANO\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/052. iii + 51 p.