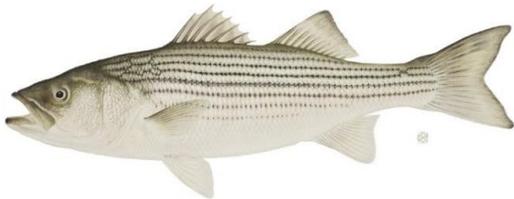




## POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LA POPULATION DE BAR RAYÉ (*MORONE SAXATILIS*) DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT



Bar rayé (*Morone saxatilis*)

Image reproduite avec l'aimable autorisation du  
New York State Department of Environmental  
Conservation

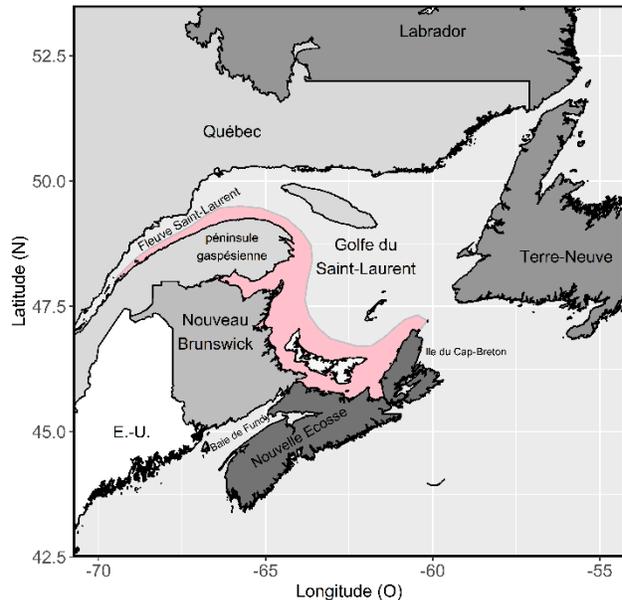


Figure 1. Répartition (polygone coloré) de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent dans l'est du Canada.

### Contexte :

La population de bar rayé (*Morone saxatilis*) du sud du golfe du Saint-Laurent avait chuté à moins de 5 000 reproducteurs à la fin des années 1990. Pour des raisons de conservation, la pêche commerciale a été fermée en 1996, suivie de la fermeture de la pêche récréative et de la suspension des allocations de la pêche autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) pour le bar rayé en 2000. La population de bar rayé du sud du golfe, située dans la partie nord de l'aire de répartition de l'espèce dans l'est de l'Amérique du Nord, est largement répartie dans les estuaires et les eaux côtières de la pointe nord de l'île du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse, jusqu'à la rive nord de la péninsule gaspésienne, au Québec. La Gestion des pêches et de l'aquaculture (GPA) de Pêches et Océans Canada (MPO) dans la région du Golfe a demandé des avis sur des points de référence conformes à l'approche de précaution (AP) afin de guider les décisions de gestion ultérieures sur le développement de la pêche de bar rayé. La direction du MPO a également demandé un examen des approches et des points de référence potentiels pour le bar rayé qui tiennent compte des interactions du bar rayé avec d'autres espèces halieutiques d'importance. Aux fins de l'évaluation et de l'établissement de points de référence pour les pêches, la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent comprend la région du golfe du Saint-Laurent qui s'étend jusqu'à la rive nord de la péninsule gaspésienne au Québec (figure 1).

*Une réunion d'examen scientifique par les pairs a eu lieu du 23 au 25 novembre 2020 (de façon virtuelle) à Moncton, au Nouveau-Brunswick. Les participants (23 au total) à l'examen scientifique provenaient du Secteur des sciences du MPO, du Secteur de la gestion des pêches et de l'aquaculture du MPO, de la province de Québec (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs), du Department of Marine Resources de l'État du Maine, d'une organisation autochtone de l'Île-du-Prince-Édouard, et comprenaient les coprésidents du COSEPAC et les auteurs du rapport issus du milieu universitaire.*

## SOMMAIRE

- Le bar rayé (*Morone saxatilis*) du sud du golfe du Saint-Laurent (de l'ouest de l'île du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse, jusqu'à la rive nord de la péninsule gaspésienne, au Québec) est considéré comme une unité biologique unique aux fins de la présente évaluation et de l'établissement de points de référence.
- Cette population de bar rayé est évaluée chaque année depuis 1994, et les caractéristiques de son cycle biologique, y compris la taille selon l'âge, la relation longueur-poids et le rapport des sexes des reproducteurs, sont bien définies.
- Un modèle de population structuré selon l'âge avec une relation stock-recrutement de Beverton-Holt sous-jacente (des œufs à l'âge – 0) a été utilisé pour modéliser les dynamiques de la population de bar rayé. Le modèle utilise une combinaison de paramètres estimés et présumés du cycle biologique, dont la plupart sont propres à cette population. Sept modèles ont été évalués; les deux modèles retenus sont présentés dans le présent rapport.
- Les données de surveillance et d'évaluation des stocks des reproducteurs dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, l'endroit de frai annuel prévisible et confirmé qui produit le recrutement, sont considérées comme représentatives du bar rayé dans le sud du golfe et appropriées pour calculer les points de référence.
- La trajectoire d'augmentation presque monotone de l'abondance de la population à partir de son creux à la fin des années 1990, à moins de 5 000 reproducteurs, jusqu'à l'abondance la plus élevée à la fin des années 2010, soit plus de 300 000 reproducteurs, fournit des renseignements limités pour définir sans équivoque la taille maximale potentielle de la population. Une conclusion tirée de la modélisation de la population à l'aide des données disponibles est que l'abondance maximale de cette population n'a pas encore été atteinte.
- Les valeurs de référence sont définies en termes d'œufs et converties en nombres équivalents de reproducteurs pour faciliter l'interprétation.
- Le nombre d'œufs qui équivaut à 80 % de la  $B_{rms}$  (80 % de la biomasse du stock reproducteur qui produit un rendement maximal durable est proposé comme point de référence supérieur (PRS) du stock. Il n'y a pas de consensus sur le modèle pour la valeur du PRS. Une valeur de point de référence supérieur de 54,3 milliards d'œufs, équivalant à 720 000 reproducteurs, est la valeur la plus faible des deux modèles retenus (comparativement à 1,2<sup>1</sup> millions de reproducteurs pour l'autre modèle).
- Le nombre d'œufs qui représentent la moitié de la capacité de charge de Beverton-Holt est proposé comme point de référence limite (PRL). Il n'y a pas de consensus sur le modèle pour la valeur du PRL; 17,3 milliards ou 30,0 milliards d'œufs selon le modèle, ce qui

---

<sup>1</sup> Erratum: Décembre 2022, correction de la valeur pour correspondre au tableau dans le rapport.

équivalait à un nombre allant de 330 000 à 560 000 reproducteurs. Compte tenu de la trajectoire de cette population au cours de la période relativement courte de l'évaluation, le maintien des reproducteurs au-dessus de 330 000 poissons devrait être suffisant pour éviter des dommages sérieux.

- L'état est présenté en estimation des œufs des reproducteurs et ses perspectives sont dépendantes du modèle. L'abondance de reproducteurs la plus élevée, estimée à environ un million de poissons en 2017, était à peu près au PRS ou dans la zone de prudence, selon le modèle. Autrement, l'état était soit inférieur au PRL pour toutes les années, sauf 2017, soit inférieur au PRL jusqu'en 2015 et dans la zone de prudence depuis 2016.
- Les mesures de gestion des pêches ont été adaptées au déclin et au rétablissement de la population de bar rayé, commençant par la fermeture de toutes les pêches dirigées pour le bar rayé en 2000, suivie douze ans plus tard par la réouverture de la pêche autochtone à des fins ASR en 2012 et de la pêche récréative en 2013. Cet accès accru à la pêche s'est produit alors que l'abondance des stocks augmentait et se déplaçait vers la zone de prudence.
- Parmi les proies du bar rayé en mai et en juin dans la rivière Miramichi, mentionnons l'éperlan arc-en-ciel, le gaspateau, occasionnellement des saumoneaux de saumon Atlantique, ainsi que plusieurs autres espèces de poissons et d'invertébrés. À l'heure actuelle, les renseignements disponibles ne permettent pas de déterminer d'autres niveaux de référence pour répondre aux préoccupations concernant la prédation du bar rayé sur ces multiples espèces de proies.
- L'incertitude la plus importante en matière d'évaluation et de gestion est l'absence de données complètes sur les prises et les récoltes dans le cadre des pêches récréatives. En l'absence de telles données, il est impossible de fournir des évaluations de la dynamique et de la robustesse de cette population par rapport aux variations de la pêche et de l'environnement.

## INTRODUCTION

Le bar rayé (*Morone saxatilis*; Walbaum, 1792) est largement répandu dans les estuaires et les eaux côtières du sud du golfe du Saint-Laurent (sud du golfe), de la pointe nord de l'île du Cap-Breton (N.-É.) à l'est jusqu'à la rive nord de la péninsule gaspésienne (Québec) à l'ouest. La population du sud du golfe du Saint-Laurent est considérée comme la population reproductrice la plus septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce (figure 1).

Les analyses génétiques et les études sur le marquage conventionnel ont indiqué que cette population est géographiquement isolée dans le sud du golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. Les bars rayés juvéniles (âge – 0) prélevés dans la rivière Miramichi ont été utilisés dans un programme de réintroduction dans le fleuve Saint-Laurent à partir de la fin des années 1990. Le succès du frai et du recrutement dans le cadre de ce programme a été confirmé (MPO 2017; L'Italien *et al.* 2020). Des études de suivi des bars rayés marqués d'une étiquette acoustique provenant du groupe du fleuve Saint-Laurent et du groupe du sud du golfe du Saint-Laurent, ainsi que des différences dans la composition élémentaire des otolithes des bars ayant frayé dans la rivière Miramichi et dans le fleuve Saint-Laurent, montrent un isolement géographique général des deux groupes. Les descendants du Saint-Laurent sont généralement limités au fleuve Saint-Laurent lui-même (du moins jusqu'à maintenant), tandis que les poissons provenant de la rivière Miramichi ont une répartition plus large qui s'étend jusqu'à l'estuaire du Saint-Laurent et jusqu'à la Basse-Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent. (Valiquette *et al.* 2017,

2018). Une expansion extraordinaire du bar rayé dans des zones auparavant non documentées le long de la Basse-Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent et dans le sud du Labrador s'est produite en 2017 (MPO 2018; Valiquette *et al.* 2018) et l'aire de répartition potentielle de la population de bar rayé du sud du golfe est maintenant considérée comme s'étendant à l'occasion à ces régions nordiques.

La population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent avait diminué à moins de 5 000 reproducteurs à la fin des années 1990. Pour des raisons de conservation, la pêche commerciale a été fermée en 1996, suivie de la fermeture de la pêche récréative et de la suspension des allocations de la pêche autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) pour le bar rayé en 2000. L'abondance estimée des reproducteurs de bar rayé a par la suite augmenté à plus de 200 000 en 2011, suivie d'un pic d'abondance estimé à plus de 900 000 reproducteurs en 2017 (MPO 2018). Par conséquent, un petit nombre de pêches autochtones à des fins ASR a été rétabli en 2012, et les allocations de bar rayé aux groupes autochtones augmentent graduellement depuis. La pêche récréative a été rouverte en 2013 avec un accès annuel accru. Un projet pilote de pêche commerciale autochtone a été mené de 2018 à 2020.

En réponse à la tendance à l'abondance croissante du bar rayé et aux demandes répétées d'accès à des pêches supplémentaires pour le bar rayé dans le sud du golfe, la Direction de la gestion des écosystèmes et des pêches de la région du Golfe de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé l'élaboration de points de référence conformes à l'approche de précaution, afin de guider les futures décisions de gestion des pêches de bar rayé. La direction des pêches du MPO a également demandé un examen des approches et des points de référence potentiels pour le bar rayé qui tiennent compte des interactions entre le bar rayé et d'autres espèces de valeur halieutique.

Les objectifs précis de l'examen scientifique par les pairs et de l'avis fournis dans le présent rapport sont les suivants :

- Un examen des informations disponibles sur l'abondance et les caractéristiques biologiques (taille selon l'âge, estimation du taux de mortalité, structure des tailles) de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent qui sont pertinentes pour la définition des points de référence;
- Un examen des points de référence candidats pour la pêche du bar rayé et des estimations de ceux-ci sur la base des informations disponibles sur la population du sud du golfe;
- Un examen des conséquences des mesures de gestion des pêches sur la dérivation des valeurs des points de référence des pêches;
- La proposition d'options pour intégrer les considérations relatives à l'interaction entre les espèces dans la définition des points de référence pour le bar rayé;
- La prise en compte des incertitudes dans la définition des points de référence et des approches de gestion pour le bar rayé.

### **Biologie et répartition de l'espèce**

Des descriptions générales de la biologie et du cycle biologique du bar rayé sont disponibles dans l'évaluation du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPA) (2012) et des renseignements sommaires sur la population du sud du golfe sont disponibles dans Douglas *et al.* (2003).

- Le bar rayé est un reproducteur itéropare à vie relativement longue. L'âge maximal estimé à partir des otolithes, le long de la côte est des États-Unis, est de 31 ans. Dans la population du sud du golfe, l'âge maximal d'après les interprétations des écailles est de 15 ans, et la longueur maximale à la fourche dans les registres d'échantillonnage est de 116 cm, bien que des prises de plus gros bars rayés aient été signalées à l'occasion dans cette région.
- L'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest est le seul endroit de frai confirmé qui est chaque année prévisible dans le temps et le lieu et qui a produit un recrutement annuel dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Au cours des dernières années, un échantillonnage fortuit a confirmé la présence d'œufs et de larves de bar rayé dans la rivière Miramichi Sud-Ouest et la rivière Tabusintac, toutes deux situées à proximité géographique de la rivière Miramichi Nord-Ouest, mais la mesure dans laquelle le frai dans ces zones contribue au recrutement de la population du sud du golfe n'a pas été déterminée.
- Le frai a lieu de la fin mai au début de juin dans l'estuaire moyen, à l'extrémité supérieure de l'intrusion d'eau salé au sein des eaux de marée de la rivière Miramichi Nord-Ouest, les œufs et la laitance étant diffusés simultanément dans la colonne d'eau. Les œufs flottent librement, ont généralement une flottabilité neutre dans de l'eau légèrement saline et éclosent après quelques jours, selon la température de l'eau.
- Les larves se nourrissent d'organismes planctoniques et se déplacent vers les zones peu profondes près du rivage des rivières peu après le début de l'alimentation exogène.
- Les jeunes de l'année migrent graduellement en aval vers la baie de Miramichi en été et se répandent en direction nord-ouest et est à partir de la rivière Miramichi (Robinson *et al.* 2004) avec une répartition côtière de jeunes de l'année au premier automne s'étendant au moins de l'île Miscou (N.-B.) au nord jusqu'à Pictou (N.-É.) à l'est (Douglas et Chaput 2011).
- Après le frai, les adultes retournent dans les eaux marines et entreprennent des migrations d'alimentation côtière tout au long de l'été et de l'automne.
- Le bar rayé est un omnivore dont la composition des proies varie selon l'âge et la taille. Les grands bars sont des piscivores connus qui consomment une vaste gamme de proies d'invertébrés et de vertébrés, y compris un certain nombre d'espèces anadromes d'intérêt pour la pêche (éperlan arc-en-ciel, gaspareau, stade saumoneau de saumon Atlantique).
- La population du sud du golfe du Saint-Laurent ne peut tolérer des températures de l'eau inférieures à zéro et cherche donc des températures de l'eau supérieures à zéro dans les zones supérieures des estuaires du sud du golfe pour hiverner.
- Dans la plus récente évaluation, le COSEPAC a évalué la situation de la population comme préoccupante (COSEPAC 2012). Le gouvernement du Canada a décidé de ne pas ajouter la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* en mars 2013.

## Pêches

Le bar rayé a été exploité dans de nombreuses pêches du sud du golfe du Saint-Laurent pendant plus d'un siècle. Plusieurs changements réglementaires ont eu lieu pour la pêche au bar rayé et ont eu une incidence sur ces activités de pêche et sur les récoltes enregistrées. Les changements les plus importants se sont produits au milieu des années 1990 en réponse aux préoccupations concernant la faible abondance de la population.

En 1996, une modification au *Règlement de pêche des provinces maritimes* a éliminé l'autorisation de conserver les prises accessoires de bar rayé dans les engins de pêche commerciale pour le gaspéreau, l'éperlan arc-en-ciel, l'alose savoureuse et l'anguille d'Amérique, ce qui a effectivement fermé la pêche commerciale. En 2000, toutes les pêches légales du bar rayé, y compris les pêches récréatives, ont été fermées, et les allocations de pêche autochtone à des fins ASR ont été suspendues. À la suite du rétablissement de l'abondance du bar rayé à la fin des années 2000, les allocations de pêche autochtone à des fins ASR ont été rétablies en 2012, la pêche récréative a été rouverte en 2013, et un projet pilote de pêche commerciale autochtone a été autorisé dans la rivière Miramichi de 2018 à 2020. Le bar rayé provenant du sud du golfe est également exploité dans le cadre de la pêche récréative le long des rives sud et nord de la péninsule gaspésienne, dans les eaux de pêche gérées par la province de Québec. Des mesures de gestion des pêches pour la pêche récréative au bar rayé au Québec qui, pour la plupart, étaient comparables aux mesures de gestion des pêches dans la région du Golfe du MPO sont entrées en vigueur en 2013.

En plus des limites saisonnières de prises quotidiennes et de maximum de poissons à posséder et des restrictions relatives aux engins, des fermetures à court terme de la pêche récréative dirigée pendant 5 à 9 jours dans la zone de frai de la rivière Miramichi Nord-Ouest ont également été imposées depuis 2017 afin d'empêcher les dommages causés aux poissons reproducteurs.

### Prises et récoltes de poissons

Il manque de données complètes sur les prises de bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Historiquement, les statistiques sur les pêches ne comprenaient que les récoltes commerciales, excluant les récoltes de pêches récréatives et de pêches des peuples autochtones. Les premiers registres des débarquements de bars remontent à 1868, mais ces données n'ont pas été compilées dans un seul rapport. D'après les débarquements déclarés de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent pour la période de 1917 à 1988, compilés par LeBlanc et Chaput (1991), les prises maximales pour cette période étaient de 61,4 t en 1917. Aucun débarquement n'a été enregistré pour les années 1935 à 1967. Le pic des débarquements enregistrés au cours de la deuxième période de registres après 1967 était de 47,8 t en 1981, avec 15,25 t enregistrées au cours de la dernière année (1996) de débarquements commerciaux autorisés (Douglas *et al.* 2006).

Il n'y a pas de rapports compilés sur les prises et les récoltes de bar rayé de la pêche autochtone à des fins ASR dans le sud du golfe.

Depuis la réouverture de la pêche récréative en 2013, des données partielles sur les prises de la pêche récréative pour certaines régions géographiques du sud du golfe ont été colligées certaines années, mais elles sont incomplètes. Il n'y a aucune exigence de permis pour pêcher à des fins récréatives dans les eaux de marée et les eaux marines, de sorte que le nombre de pêcheurs à la ligne est inconnu. La pêche récréative se fait à partir de bateaux de plaisance et de la côte, dans les estuaires et le long de la côte, à partir des quais, des plages publiques et autres, le long d'une vaste zone géographique, et le nombre potentiel de pêcheurs à la ligne est très élevé.

## ÉVALUATION

Les données de surveillance et d'évaluation des stocks de bars rayés frayant dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, l'endroit de frai annuel prévisible et confirmé annuellement qui produit le recrutement, sont considérées pour la période allant de 1994 à 2019 comme représentatives du bar rayé dans le sud du golfe et utilisées dans la modélisation des dynamiques de la population

et la dérivation des points de référence. Les programmes de surveillance fournissent également des renseignements sur les caractéristiques biologiques de la population de bar rayé du sud du golfe, y compris la longueur selon l'âge, le poids selon l'âge, la maturité selon l'âge et la proportion de femelles selon l'âge dans les frayères. L'information sur les caractéristiques biologiques est utilisée dans un modèle de population structuré selon l'âge pour estimer les paramètres du stock et du recrutement ainsi que les taux de mortalité associés selon l'âge.

À l'aide des caractéristiques biologiques et des estimations des paramètres de la modélisation des dynamiques de la population, la modélisation de l'équilibre est ensuite utilisée pour calculer les PRL candidats, les niveaux du PRS, et les taux d'exploitation de référence qui seraient conformes à l'approche de précaution.

### **Abondance et abondance selon l'âge**

Depuis 1994, la surveillance des prises accessoires dans les filets-trappes de la pêche commerciale du gaspareau dans la rivière Miramichi est la principale source de renseignements pour l'estimation de la population reproductrice de bars rayés du sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2020). L'abondance estimée des reproducteurs dans la rivière Miramichi Nord-Ouest était égale ou inférieure à 5 000 reproducteurs (médiane) de 1996 à 2000 (MPO 2020). L'abondance est passée de 16 000 à 26 000 entre 2001 et 2006, puis de 50 000 à 100 000 poissons entre 2007 et 2010. Des abondances de 150 000 à 300 000 ont été estimées de 2011 à 2016, avec une abondance maximale en 2017 d'un peu moins d'un million de poissons (figure 2). On estime que l'abondance des reproducteurs de bar rayé en 2018 et 2019 est retombée à environ 300 000 reproducteurs.

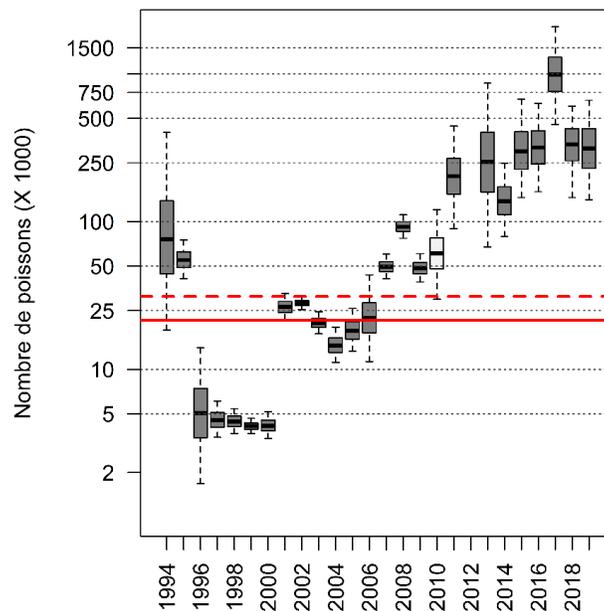


Figure 2. Estimation de l'abondance des reproducteurs adultes de bar rayé dans l'estuaire de la Miramichi Nord-Ouest pour les années 1994 à 2019. Les estimations sont présentées sur une échelle logarithmique pour la visibilité de toute la gamme des valeurs d'abondance sur la série chronologique. L'estimation pour 2010 (case interquartile non ombragée) est considérée comme une sous-estimation en raison de la chronologie plus précoce des événements de frai (Douglas et Chaput 2011). Il n'y a pas d'estimation pour 2012, car le frai a été très précoce et le bar rayé a quitté la zone d'échantillonnage avant les activités de surveillance (MPO 2013). Les diagrammes en boîtes sont interprétés comme suit : le tiret est la médiane, les boîtes sont l'intervalle interquartile et les tirets verticaux sont les intervalles du 5e au 95e percentile. Les lignes horizontales pleines et pointillées indiquent respectivement les objectifs limites et cibles de rétablissement définis dans l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) à l'appui au processus décisionnel relatif à l'ajout sur la liste de la Loi sur les espèces en péril (MPO 2006). La figure est reproduite d'après les données du MPO (2020).

Les âges des reproducteurs de bar rayé ont été interprétés en utilisant les écailles prélevées des bars échantillonnés en mai et en juin sur le site de frai. Un modèle de croissance de von Bertalanffy a été utilisé pour caractériser la relation de la longueur à la fourche (Lf) selon l'âge. Des échantillons d'écailles et les interprétations de l'âge ne sont pas disponibles pour toutes les années d'évaluation et il n'y a pas suffisamment d'échantillons de poissons plus âgés et de grande taille chaque année pour estimer adéquatement leur abondance relative. Les tailles prévues selon l'âge (tableau 1) du modèle de croissance ont été utilisées pour calculer une clé de l'âge selon la longueur. Cette clé a été appliquée aux distributions annuelles de la longueur des reproducteurs pour estimer l'abondance annuelle selon l'âge des reproducteurs.

Une relation longueur-poids, pour les sexes combinés, a été estimée à l'aide des données sur le poids brut (kg) et la Lf (cm) obtenues à partir d'échantillons de reproducteurs sacrifiés de la rivière Miramichi Nord-Ouest en mai et juin, durant 2013 à 2015. Cette relation a été utilisée pour calculer les valeurs moyennes du poids selon l'âge des reproducteurs (tableau 1).

Il n'existe pas de données permettant d'estimer directement l'âge ou la taille à 50 % de la maturité, car il n'existe pas d'échantillonnage représentatif du bar pour l'évaluation de l'âge et de la maturité. On a supposé que le calendrier de maturation des bars mâles et femelles était différent, les mâles arrivant à maturité dès l'âge de 3 ans et les femelles dès l'âge de 4 ans, et

tous les bars arrivant à maturité à l'âge de 6 ans (tableau 1; Douglas *et al.* 2006). Le calendrier de maturation présumé et la proportion résultante de femelles selon l'âge des reproducteurs sont appuyés par des observations du rapport des sexes selon la longueur à partir d'échantillons sacrifiés de mai et juin dans la rivière Miramichi Nord-Ouest. Il y a une faible proportion de femelles chez le bar de 33 à 48 cm de longueur, ce qui équivaut à peu près à l'âge de 3 ans, et une proportion croissante de femelles dans la gamme de taille du bar de 4 ans, la proportion de femelles se stabilisant autour de 0,5 pour les gammes de taille du bar de 5 ans et plus (tableau 1).

Il n'y a pas de relation entre la fécondité et le poids propre à la population de bar rayé du sud du golfe. Aux fins de la modélisation, une valeur de 83 000 œufs par kg a été utilisée, d'après les estimations d'autres populations de bar rayé.

Tableau 1. Caractéristiques biologiques par âge du bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent. Ces caractéristiques sont utilisées dans la modélisation de la dynamique des populations et dans la modélisation de l'équilibre pour en déduire des points de référence..

Âge (années)	Longueur moyenne prévue à la fourche (cm)	Poids moyen prévu (kg)	Proportion présumée à maturité		Proportion estimée de femelles selon l'âge des reproducteurs
			Mâle	Femelle	
1	17,5	0,06	0	0	0
2	29,0	0,29	0	0	0
3	38,5	0,68	0,5	0,1	0,17
4	46,7	1,20	0,9	0,5	0,36
5	53,6	1,82	1,0	0,9	0,47
6	59,4	2,47	1,0	1,0	0,50
7	64,4	3,17	1,0	1,0	0,50
8	68,6	3,81	1,0	1,0	0,50
9	71,9	4,40	1,0	1,0	0,50
10	75,0	5,00	1,0	1,0	0,50
11	77,6	5,54	1,0	1,0	0,50
12	79,4	5,95	1,0	1,0	0,50
13	81,4	6,40	1,0	1,0	0,50
14	82,8	6,75	1,0	1,0	0,50
15	84,2	7,06	1,0	1,0	0,50

## Mortalité

On suppose que la mortalité selon l'âge est semblable pour le bar rayé mâle et femelle.

La mortalité selon l'âge est un paramètre qui est estimé dans le modèle de population. Les inférences de mortalité selon l'âge pour les groupes d'âge plus jeunes (de 0 à 3 ans) ne peuvent pas être faites à partir des données utilisées dans le modèle; d'autres méthodes sont donc employées pour l'estimer. Les estimations de la mortalité naturelle ( $M$ ) à utiliser comme valeurs antérieures dans la modélisation de la population pour l'âge – 0 (survie hivernale) et les âges de 1 à 2 ans ont été calculées à l'aide de la relation empirique publiée dans Gislason *et al.* (2010) qui établit une relation entre le taux de mortalité naturelle instantanée et les caractéristiques de croissance de von Bertalanffy de l'espèce (tableau 2).

Les programmes de marquage acoustique et de suivi du bar rayé menés en 2003, 2004, 2008, 2009 et de 2013 à 2017 fournissent des données indépendantes pour estimer les taux annuels de mortalité (survie inverse) du bar rayé adulte (âge – 4+) dans la rivière Miramichi. Des détections séquentielles de bars marqués provenant de récepteurs acoustiques dans la rivière Miramichi sont utilisées. On a supposé que les poissons détectés une année dans la rivière

Miramichi devraient y retourner l'année suivante, et la proportion du nombre d'animaux détectés au cours des deux périodes donne une estimation du taux de survie. Ces estimations du taux de survie comprendraient la mortalité naturelle et la mortalité par pêche, car ces poissons auraient été vulnérables à la pêche légale et illégale au cours de ces années. Les estimations des taux de mortalité instantanée ( $Z$ ) étaient de 0,41 (médiane; survie = 0,66) pour la période de 2003 à 2009 et de  $Z = 0,22$  (médiane; survie = 0,80) pour la période allant de 2014 à 2018 (figure 3). Il n'est pas possible de séparer les taux de mortalité naturelle des taux de mortalité par la pêche avec ces données, mais compte tenu du fait que les prélèvements par la pêche auraient contribué en partie à l'estimation des mortalités, la mortalité naturelle du bar rayé adulte de plus de 47 cm devrait donc être inférieure à 0,2. (Figure 3).

Tableau 2. Prévion de la mortalité naturelle ( $M$ ) à l'âge du bar rayé sur la base des caractéristiques de croissance ajustées de von Bertalanffy et de la relation empirique entre  $M$  et les caractéristiques de croissance de Gislason et al. (2010).

Âge	Taille moyenne en mi-saison (mm) ( $L_{a,t}$ à $L_{a+1,t+1}$ )	$M$ prédite	Survie prédite ( $S = \exp^{-M}$ )
0	135 (110 à 160)	1,97	0,14
1	232 (175 à 290)	0,82	0,44
2	337 (290 à 385)	0,45	0,64
3	426 (385 à 467)	0,31	0,73

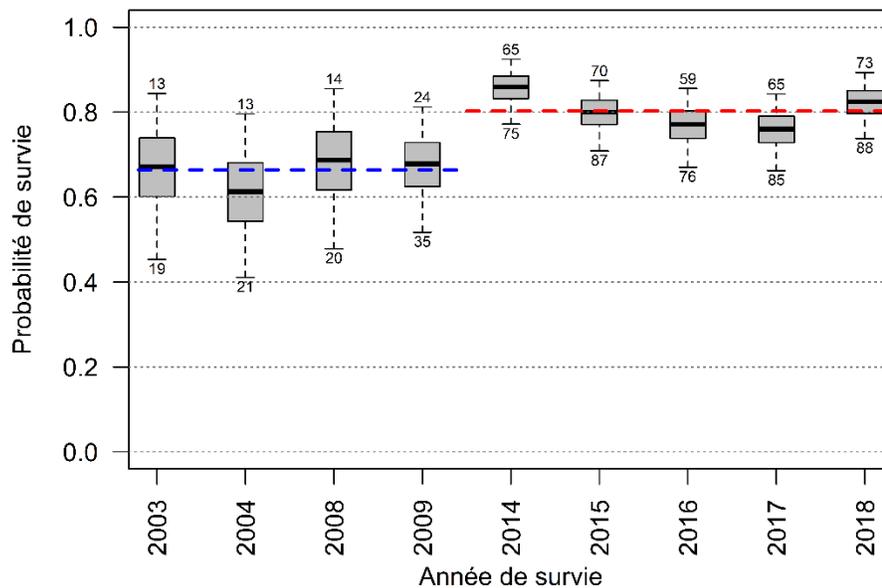


Figure 3. Distributions postérieures des probabilités estimées de survie (S) des bars rayés marqués avec des émetteurs acoustiques, basées sur les détections séquentielles annuelles dans la Miramichi, regroupées par groupes de taille, types de marque et lieux de marquage. Les lignes horizontales en pointillées représentent les probabilités médianes de survie annuelle pour la période de 2003 à 2009 et la période de 2014 à 2018, respectivement. L'année de survie déduite représente l'année civile (par exemple, 2017 est la survie sur la période entre l'hiver 2016/17 et l'hiver 2017/18). Les diagrammes en boîtes montrent les intervalles de 2,5 à 97,5 percentiles sous forme de moustaches, l'intervalle interquartile sous forme de rectangle et la médiane sous forme de tiret interne. Les chiffres indiqués dans chaque panneau pour chaque diagramme sont le nombre de poissons détectés (dessus) et le nombre de marques disponibles (dessous) utilisés dans l'estimation des taux de survie

## Modèle démographique

Un modèle démographique structuré selon l'âge avec une relation stock-recrutement sous-jacente (des œufs de l'âge – 0 ou à l'âge – 3, selon le choix du modèle) a été utilisé pour modéliser les dynamiques de la population de bar rayé. Les dynamiques du cycle biologique des populations intègrent les caractéristiques estimatives ou présumées du cycle biologique de la population de bar rayé du sud du golfe. On suppose que la Lf selon l'âge, le poids selon l'âge et la mortalité selon l'âge sont similaires pour les mâles et les femelles. Le début de l'année est la période de frai, de la mi-mai à la mi-juin, qui correspond à la période d'évaluation.

Une série de modèles de cycle biologique structurés selon l'âge comportant des hypothèses et des paramètres différents à estimer ont été examinés (modèles 1 à 6). Certaines caractéristiques du cycle biologique (poids moyen selon l'âge, proportion de femelles selon l'âge des reproducteurs, œufs par kg de reproducteurs) ont été établies à des valeurs fixes dans toutes les variantes du modèle. Pour les autres paramètres du cycle biologique (paramètres stock-recrutement de Beverton-Holt, mortalité selon l'âge, proportion de recrues qui sont des reproducteurs), les distributions a priori ont été utilisées. Comme il n'y a pas de données sur les prises de bar rayé dans le sud du golfe qui pourraient être utilisées dans le modèle de population, seule la mortalité totale (mortalité naturelle et par pêche) selon l'âge est estimée dans le modèle. Les modèles n'ont pas tenu compte de paramètres temporels variables.

Les séries chronologiques de l'abondance totale des reproducteurs et des estimations de l'abondance selon l'âge pour la période de 1996 à 2019 ont été utilisées (figure 2). La série de données utilisée commence en 1996 parce qu'avant cette année-là, il y avait une récolte active de bar rayé dans la pêche du gaspareau sur le site de frai qui prélevait du poisson au même moment que le programme d'évaluation; les estimations de la population pour 1994 et 1995 sont considérées comme comportant des reproducteurs potentiels plutôt que des reproducteurs effectifs. La même situation peut s'appliquer depuis 2013, parallèlement à la réouverture de la pêche autochtone à des fins ASR et de la pêche récréative. Toutefois, on considère que la pêche au bar rayé pendant la période d'évaluation (de la mi-mai à la mi-juin) pour ces années est beaucoup moins importante que celle d'avant 1996.

Les estimations des principaux paramètres du cycle biologique et des dynamiques de la population à partir du modèle de population ont été utilisées pour calculer le rendement maximal durable (RMD) et d'autres points de référence. Des estimations de la mortalité naturelle ( $M$ ) selon l'âge des groupes d'âge susceptibles d'être exposés à la pêche dirigée sont requises. Étant donné que le modèle de population estime la mortalité totale ( $Z$ ), ces valeurs ne sont pas utilisées; on a plutôt utilisé l'information provenant d'études sur le marquage acoustique pour définir une valeur raisonnable pour la mortalité naturelle ( $M = 0,2$ ) chez les individus de 4 ans et plus. Les estimations modélisées de la mortalité selon les âges de 0 à 3 ans ont été considérées comme synonymes de la mortalité naturelle pour ces groupes d'âge.

### Résultats de la modélisation de la population

La série chronologique de l'augmentation de l'abondance des reproducteurs pour la population de bar rayé de 1996 à 2019 suit une trajectoire à sens unique, et les observations fournissent des renseignements limités pour définir clairement la dynamique des populations (figure 2). Bien que, d'un point de vue théorique, il a été démontré que la dépendance à la densité compensatoire est nécessaire pour qu'il y ait régulation de la population (et donc un surplus de production pour soutenir une pêche), les données sont insuffisantes pour caractériser adéquatement la force de cette relation pour cette population. Il n'y a pas suffisamment de preuves pour conclure ou rejeter sans équivoque l'hypothèse d'une relation compensatoire de stock et du recrutement dépendant de la densité pour cette population. Les variantes 1 à 3 du modèle ont été écartées en raison de leur mauvais ajustement, et les modèles 4 à 6 sont examinés ci-dessous.

A priori, on suppose une relation stock-recrutement de Beverton-Holt dépendante de la densité dont la dépendance à la densité se produirait entre les œufs et l'abondance estivale de l'âge 0 (modèles 4 et 5). L'habitat de frai et d'alevinage et la base alimentaire des larves et des juvéniles post-métamorphoses sont limités à une zone de marées relativement petite dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, la limite de capacité de charge se situant au début du stade juvénile (âge – 0, été). Au cours de leur premier été, les juvéniles émigrent graduellement de la zone de frai de la rivière Miramichi Nord-Ouest et se distribuent dans d'autres estuaires et zones côtières du sud du golfe dès leur premier automne.

Le modèle 6, avec les dynamiques du stock et du recrutement exprimées à partir des œufs jusqu'à l'âge de 3 ans, correspondait tout aussi bien aux observations comparativement aux modèles qui tenaient compte des œufs jusqu'au recrutement de l'âge 0 (modèles 4 et 5). Cependant, la capacité de charge estimée à 3 ans à partir du modèle 6 est environ neuf fois et quatre fois plus élevée que la capacité de charge à l'échelle à 3 ans pour les modèles 4 et 5, respectivement. Bien que, en soi, les données n'excluent pas suffisamment le modèle 6, les points de référence limites de ce modèle ne correspondent pas à la croissance de cette population. Plus précisément, l'observation selon laquelle la population s'est rétablie rapidement

à partir de niveaux inférieurs aux points de référence limites estimés du modèle 6 indique que les dommages irréparables ne se sont pas produits à des niveaux d'abondance inférieurs aux PRL estimés de ce modèle.

En ce qui concerne les diagnostics des modèles, les différences entre les modèles 4 et 5 sont faibles et insuffisantes pour choisir un modèle plutôt qu'un autre (tableau 3; figure 4). Le modèle 4 a estimé les taux de survie à 0, 1 et 2 ans, tandis que le modèle 5 a estimé la survie cumulative de 0 à 3 ans. Il n'y avait aucune observation d'abondance à ces groupes d'âge pour estimer objectivement ces taux de mortalité.

Tous les autres paramètres des modèles, y compris la mortalité totale chez les 3 à 15 ans et plus et la proportion de recrues qui se reproduisent, présentaient des valeurs estimées semblables.

*Tableau 3. Résumé (médiane ; écart du 5e au 95e percentiles) des estimations postérieures des paramètres du stock et du recrutement et des abondances prédites par les modèles 4 et 5 avec une fonction de stock et de recrutement de Beverton-Holt des œufs à l'âge 0. Les estimations de l'abondance à l'équilibre sont basées sur le modèle d'équilibre avec les paramètres du cycle de vie du modèle de population spécifique, en supposant aucune pêche.*

	Modèle 4 (BH- œufs à l'âge-0)	Modèle 5 (BH- œufs à l'âge-0)
Caractéristiques de la dynamique de population		
Survie de l' œuf à l'âge-0 ( $\alpha$ ; pente à l'origine)	5,34 E-4 (3,53 E-4 à 8,27 E-4)	2,28 E-4 (1,32 E-4 à 4,02 E-4)
Survie de l'âge-0 à l'âge-3	0,0631 (0,0449 à 0,0869)	0,163 (0,103 à 0,249)
Survie de l' œuf à l'âge-3 (en absence de dépendance à la densité)	3,34 E-5 (2,45 E-5 à 4,76 E-5)	3,65 E-5 (2,51 E-5 à 5,65 E-5)
Abondance asymptotique (K; modèle de Beverton-Holt) Âge-0 (millions)	9,10 (6,25 à 12,46)	6,80 (4,06 à 10,27)
Abondance asymptotique (K; modèle de Beverton-Holt) Âge-3 recrutement (milles)	566 (383 à 834)	1074 (640 à 1799)
Abondance à l'équilibre modélisée Âge-0 (millions)	7,37 (4,94 à 10,22)	5,23 (2,87 à 8,38)
Abondance à l'équilibre modélisée Âge-3 recrutement (milles)	456 (314 à 685)	824 (444 à 1466)

Comparativement au modèle 5, le modèle 4 estime un taux de survie plus élevé à l'origine et une capacité de charge plus élevée jusqu'à l'âge 0, mais la capacité de charge à l'âge 3 est plus faible en raison de la survie cumulative plus faible de l'âge 0 à l'âge 3 déduite du modèle 4 par rapport au modèle 5. La capacité de charge inférieure à l'âge 3 et le taux de survie plus élevé à l'origine du modèle 4 entraîneront à leur tour des valeurs de référence plus faibles pour le RMD et d'autres points de référence par rapport au modèle 5 (tableau 3; figure 4).

Pour les raisons susmentionnées, les modèles 4 et 5 sont les modèles privilégiés. Les estimations du RMD et des valeurs de référence candidates sont présentées pour les modèles 4 et 5.

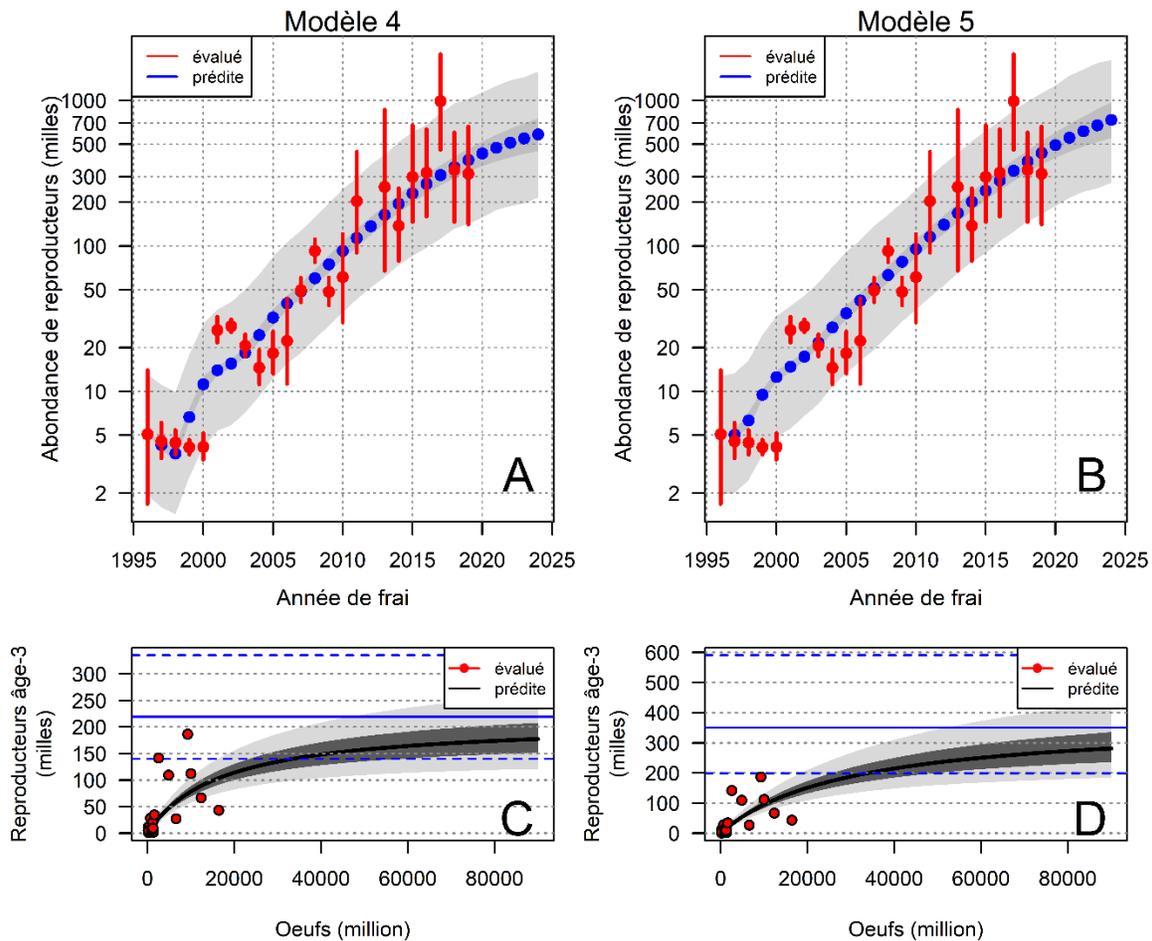


Figure 4. Le nombre total observé et prévu de reproducteurs de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent (rangée supérieure ; A, B) et l'abondance du stock et du recrutement prévue des reproducteurs à l'âge de 3 ans (rangée inférieure ; C, D) d'après le modèle 4 (panneaux de gauche A et C) et le modèle 5 (panneaux de droite B et D). Dans la rangée supérieure des panneaux, les abondances évaluées sont indiquées sous forme de symboles rouges pour la médiane, avec les plages de 5<sup>e</sup> à 95<sup>e</sup> percentiles sous forme de lignes verticales rouges. Les symboles bleus représentent les abondances prédites, le gris plus foncé représente la fourchette du 5e au 95e percentile de l'abondance moyenne prédite et le gris clair représente la fourchette du 5e au 95e percentile de l'abondance prédite des reproducteurs, ce qui tient compte de l'incertitude totale du processus. Notez que l'abondance de l'axe des y est indiquée sur l'échelle logarithmique. Dans le panneau inférieur, l'abondance évaluée des reproducteurs de 3 ans est représentée par des symboles rouges et la ligne médiane prédite avec les intervalles du 25 au 75e et du 5 au 95e percentile sont respectivement ombragés en gris foncé et en gris clair. La ligne horizontale continue supérieure (bleue) (médiane) et les lignes horizontales pointillées (intervalle du 5e au 9e percentile) représentent l'abondance asymptotique de Beverton-Holt (K).

### Modélisation de l'équilibre pour définir les points de référence

Une approche prévisionnelle de l'équilibre qui simule les trajectoires d'abondance de la population en fonction des paramètres estimés et fixes du cycle biologique est utilisée pour comparer l'abondance, la structure par âge, et le rendement des pêches à différents niveaux d'exploitation de la pêche. Le modèle d'équilibre utilise les mêmes équations du cycle biologique que dans le modèle d'estimation avec des modifications apportées à l'équation des prises pour tenir compte des stratégies de gestion des pêches. Les valeurs de référence

fondées sur le RMD et les reproducteurs potentiels par recrue (RPR) sont examinées à l'aide de ce modèle.

On obtient le RMD en cherchant parmi un éventail de taux de mortalité par pêche (F) pleinement recrutés pour le taux de pêche (F<sub>md</sub>) qui donne le rendement maximal (en poids). La biomasse au RMD (B<sub>md</sub>), l'abondance des reproducteurs (nombre de poissons) à la B<sub>md</sub>, les captures (C<sub>md</sub>; en nombre et en poids) et la structure par âge des captures et des reproducteurs au RMD sont extraites des résultats de la simulation.

On présente les RPR comme le pourcentage du potentiel de reproduction (en termes de biomasse ou de production d'œufs) produit par une recrue individuelle tout au long de sa vie; cette contribution diminue avec l'augmentation de la mortalité par pêche. Les RPR sont présentés en pourcentage du potentiel de reproduction qui reste après la pêche par rapport à une population qui n'est pas exploitée.

Des estimations de la mortalité naturelle (M) selon l'âge sont nécessaires pour la modélisation de l'équilibre. Pour les âges 0 à 3, les estimations de la mortalité totale, équivalente à la mortalité naturelle, établies à partir des modèles de population sont utilisées parce que ces groupes d'âge ne sont pas considérés comme exploités dans les pêches dirigées. Pour les âges de 4 ans et plus, les estimations du modèle de population correspondent à la mortalité totale (Z). Des inférences sur le niveau maximal de mortalité naturelle prévu pour la population du sud du golfe du Saint-Laurent ont été obtenues à partir de l'analyse des taux de survie des bars rayés marqués avec des émetteurs acoustiques. Aux fins de la modélisation de l'équilibre et pour définir les points de référence, les comparaisons de deux hypothèses pour M ont été prises en compte :

- En supposant que  $M = Z$ , d'après les taux de mortalité dérivés du modèle de population pour les âges de 3 à 15+;
- M à l'âge 3 basé sur les estimations de Z du modèle de population et  $M = 0,20$  pour les âges de 4 à 15+ déduit de l'information provenant du marquage acoustique.

Les points de référence du RMD et des RPR sont propres au contexte. Les valeurs du point de référence dépendent non seulement des estimations des paramètres de dynamique de la population (survie, proportion de recrues par rapport aux reproducteurs) mais aussi des scénarios de gestion des pêches, en particulier ceux qui prévoient des restrictions de taille pour la conservation des prises. Les limites de taille, combinées aux distributions de taille par âge, définissent le recrutement partiel par âge à la pêche et donc la proportion des pertes annuelles totales par âge attribuée à la pêche.

Les stratégies de gestion fondées sur les limites de taille sont examinées avec le modèle en ce qui a trait à la façon dont elles modifient les points de référence dérivés (tableau 4). La sélectivité de la pêche selon l'âge ( $s_a$ ) à l'âge de F pleinement recruté est déterminée à l'aide de la distribution prévue de la Lf selon l'âge du modèle de von Bertalanffy par rapport à une stratégie de gestion définie fondée sur la Lf.

Tableau 4. Exemples de stratégies de gestion basées sur les limites de taille qui ont été examinées dans le cadre de la définition des points de référence de la pêche au bar rayé.

Règlement pour la rétention	Taille inférieure (longueur à la fourche, cm)	Taille supérieure (longueur à la fourche, cm)	Précision
Aucune limite selon la taille	aucune (30)	aucune (150)	À des fins de modélisation, une taille inférieure de 30 cm a été présumée comme étant la taille minimum des poissons qui seraient prélevés. Une taille supérieure de 150 cm a été présumée, ce qui dépasse la taille maximum prévue pour cette espèce.
Limites de longueur inférieure et supérieure	47	61	Selon le plan de gestion de la pêche récréative de 2016 à 2020.
Limite de longueur supérieure	aucune (30)	65	À des fins de modélisation, une taille inférieure de 30 cm a été présumée comme étant la taille minimum des poissons qui seraient prélevés.

### Valeurs de référence du RMD et des RPR

Les valeurs de référence du RMD et des RPR dérivées de la modélisation de l'équilibre dépendent des hypothèses de mortalité naturelle (tableau 5). Comme prévu, les abondances à l'équilibre, l'abondance en fonction de la Brmd, et les prises potentielles réalisées en fonction de la Frmd sont plus élevées lorsqu'on suppose que la mortalité naturelle est inférieure pour les âges 4 à 15+ (tableau 5, colonne de droite). En revanche, la Frmd (minimalement) et les taux de pêche à 50 % des RPR et 30 % des RPR sont plus élevés lorsque la mortalité naturelle est plus élevée.

Tableau 5. Les niveaux de référence RMS et RPR (médiane ; fourchette du 5e au 95e percentile) sont issus de la modélisation d'équilibre basée sur les paramètres du cycle de vie et les paramètres de la dynamique des populations du modèle 5 pour les deux valeurs de scénario de M. Les résultats sont spécifiques à la stratégie de gestion sans aucune limite de taille pour la rétention et sans tenir compte de la mortalité due aux captures et à la remise à l'eau.

Valeurs des références selon le modèle 5	M = Z selon le modèle de population	M informée par les marquages et suivis acoustiques
Abondance à l'équilibre pour les âges 3 à 15+ avec F = 0		
Biomasse totale à l'équilibre (biomasse, t)	4140 (2120 à 11 450)	13 980 (8040 à 24 710)
Abondance totale à l'équilibre (nombre, milles)	2320 (1380 à 4340)	4700 (2800 à 8060)
Reproducteurs à l'équilibre (biomasse, t)	2810 (1430 à 8100)	10 340 (5400 à 19 410)
Reproducteurs à l'équilibre (nombre, milles)	1360 (800 à 2620)	3110 (1760 à 5610)
Reproducteurs à l'équilibre (œufs, millions)	104 300 (51 300 à 317 300)	413 900 (214 100 à 783 600)
Références de RMD (âges 3 à 15+) avec F = Frmd		
Biomasse totale à l'équilibre (biomasse, t)	1620 (890 à 3600)	4610 (2680 à 8000)
Abondance totale à l'équilibre (nombre, milles)	1230 (740 à 2230)	2430 (1460 à 4130)
Reproducteurs à l'équilibre (biomasse, t)	1010 (550 à 2350)	3200 (1770 à 5830)

Valeurs des références selon le modèle 5	M = Z selon le modèle de population	M informée par les marquages et suivis acoustiques
Reproducteurs à l'équilibre (nombre, milles)	660 (390 à 1240)	1450 (850 à 2550)
Reproducteurs à l'équilibre (œufs, millions)	34 560 (18 190 à 85 230)	121 680 (65 990 à 224 330)
Taux de pêches et rendement à RMD		
Frmd (F pleinement recruté)	0,18 (0,12 à 0,23)	0,17 (0,15 à 0,19)
Capture au RMD (biomasse, t)	210 (130 à 380)	650 (370 à 1140)
Capture au RMD (nombre, milles)	160 (100 à 270)	340 (190 à 590)
RPR taux de pêche F (âges 3 à 15+)		
F pour 50 % RPR	0,19 (0,14 à 0,27)	0,12 (0,11 à 0,13)
F pour 30 % RPR	0,39 (0,28 à 0,53)	0,24 (0,22 à 0,27)

Des deux modèles retenus, (4 et 5) dont la dynamique du stock et du recrutement a été modélisée à partir des œufs jusqu'à l'âge 0, les valeurs de référence du RMD et des RPR sont plus élevées pour le modèle 5 que pour le modèle 4 (figure 5). Avec M pour les âges 4+ déduits des observations de marquage acoustique, la Brmd du modèle 5 est environ deux fois plus élevée que celle du modèle 4. Les estimations de la mortalité de la Frmd de  $F = 0,17$  sont semblables dans les modèles, ce qui donne des captures plus élevées à des valeurs de RMD (Crmd), par un facteur de deux, pour le modèle 5 comparativement au modèle 4 (figure 5).

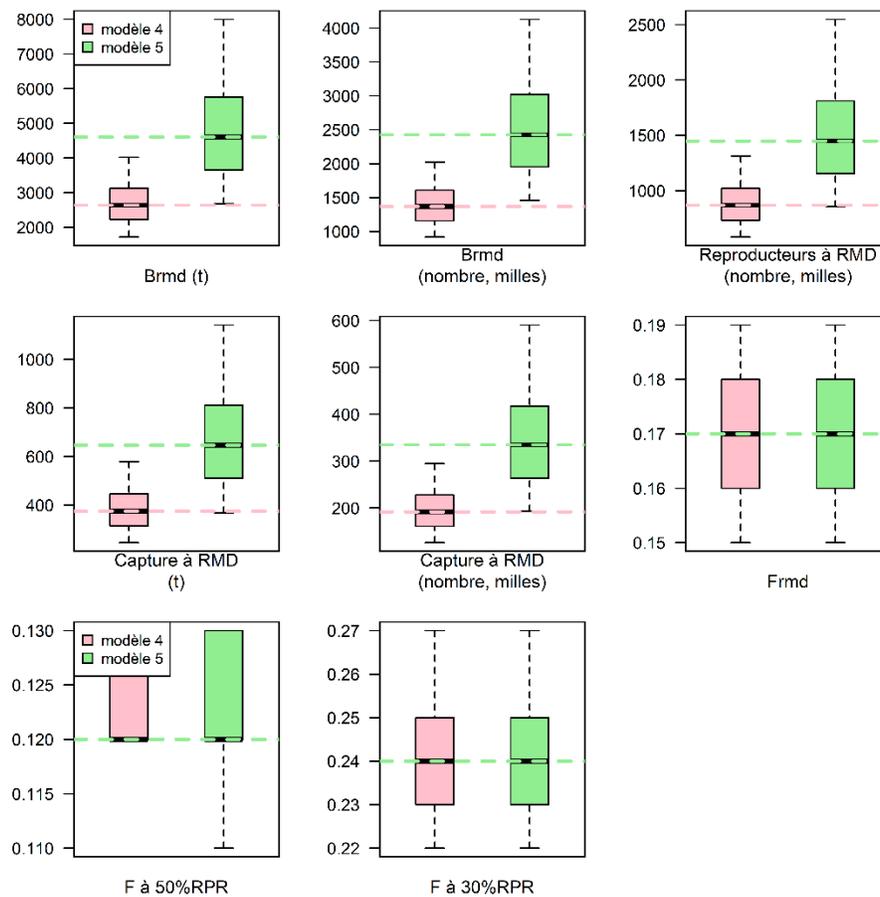


Figure 5. Comparaison des niveaux de référence du RMD et RPR du modèle 4 et du modèle 5 pour les scénarios avec  $M$  informée par les marquages et suivis acoustiques et pour la stratégie de pêche par défaut sans limite de taille et excluant la mortalité par capture et remise à l'eau. Les diagrammes en boîtes sont interprétés comme suit : les intervalles de 5 à 95 percentiles sous forme de moustaches, l'intervalle interquartile sous forme de rectangle et la médiane sous forme de tiret interne ainsi lignes horizontales en tirets.

Les stratégies de pêche (tableau 4) ont des conséquences sur les références du RMD lorsqu'elles sont exprimées en nombre de poissons parce que la pêche modifie la structure d'âge de la population par rapport à l'état non exploité (tableau 6). Une stratégie de pêche qui maximise le rendement en poids diffère d'une stratégie qui maximise le rendement en nombre. Cependant, les conséquences de la stratégie de pêche sur les valeurs des points de référence sont faibles par rapport aux différences résultant des incertitudes dans la dynamique sous-jacente de la population (modèle 4 par rapport au modèle 5).

Tableau 6. Comparaison des valeurs de référence estimées du RMD pour différentes stratégies de pêche conditionnées par les limites de taille. Les simulations d'équilibre ont été effectuées sur la base des caractéristiques du cycle de vie du modèle 5 et en supposant M pour les âges 4 à 15 ans et plus, sur la base des observations de marquage acoustique. Ces scénarios ne tiennent pas compte de la mortalité par capture et remise à l'eau. Les statistiques sommaires présentées sont la médiane avec la fourchette du 5e au 95e percentile. Les résultats sont similaires pour le modèle 4, en termes de direction des effets.

Valeurs des références selon le modèle 5	Aucune limite selon la taille (fourchette de rétention de 30 à 150 cm)	Limites de longueur inférieure et supérieure (47 à 61 cm Lf)	Limite de longueur supérieure (30 à 65 cm Lf)
Abondance totale (biomasse, t)	4610 (2680 à 8000)	3720 (2210 à 6450)	3800 (2250 à 6630)
Abondance totale (nombre, milles)	2430 (1460 à 4130)	2060 (1250 à 3520)	1990 (1200 à 3390)
Reproducteurs (biomasse, t)	3200 (1770 à 5830)	2550 (1460 à 4540)	2610 (1480 à 4700)
Reproducteurs (nombre, milles)	1450 (850 à 2550)	1180 (720 à 2040)	1140 (690 à 1970)
Capture au RMD (poids, t)	650 (370 à 1140)	530 (300 à 940)	490 (280 à 850)
Capture au RMD (nombre, milles)	340 (190 à 590)	360 (210 à 640)	400 (230 à 700)

### Point de référence candidat

Le bar rayé est une espèce ayant une valeur pour la pêche autochtone à des fins ASR et pour la pêche récréative. Par conséquent, les points de référence candidats examinés sont fondés sur les concepts de RMD et d'abondance des reproducteurs pour maintenir un niveau défini de recrutement. Un certain nombre de points de référence candidats, fondés sur ceux abordés dans la littérature et les politiques (Mace 1994; MPO 2009) ont été examinés.

Les stratégies de pêche peuvent avoir des conséquences sur les points de référence parce que la pêche modifie la structure par âge de la population par rapport à l'état non exploité. Aux fins de la définition des valeurs pour les points de référence, on utilise une stratégie de pêche qui ne comporte aucune restriction quant à la taille pour la conservation des prises et qui exclut la mortalité de la pêche avec remise à l'eau.

Les points de référence sont présentés en unités d'œufs totaux, ainsi qu'en équivalences de nombre et de biomasse des reproducteurs. Les reproducteurs sont la composante de la population globale de bars rayés âgés de 3 ans et plus qui se trouvent dans les frayères de la rivière Miramichi Nord-Ouest au moment de l'évaluation en mai et au début de juin. Cette abondance est inférieure à la population totale de bars rayés de ces âges, car certains d'entre eux ne sont pas matures, tandis que d'autres ne sont pas dans les frayères pendant la période de surveillance et d'évaluation.

### Point de référence supérieur (PRS)

Dans le cadre de la politique sur l'approche de précaution, le PRS du stock définit la limite entre la zone de prudence et la zone saine. Le PRS est le niveau du stock en deçà duquel les prélèvements doivent être réduits graduellement afin d'éviter, avec un degré de probabilité élevé, d'atteindre le PRL et doit être établi à une distance appropriée au-dessus du PRL afin de donner suffisamment de temps au système de gestion pour reconnaître l'état d'un stock en déclin et suffisamment de temps pour que les mesures de gestion aient un effet. Le PRS est déterminé par les objectifs de productivité du stock, les considérations biologiques d'ordre

général, et les objectifs socioéconomiques de la pêche (MPO 2009). Un PRS qui dépend de la stratégie de pêche est conforme à la politique de l'approche de précaution (AP), car le PRS peut refléter des considérations socioéconomiques.

Les points de référence supérieurs candidats examinés comprennent :

- Œufs (abondance des reproducteurs) à 80 % de la Brmd;
- Œufs (abondance des reproducteurs) en équilibre lorsque le stock est pêché à un taux de mortalité de pêche (F) correspondant à 50 % de la biomasse des reproducteurs par recrue (RPR).

Parmi ces candidats, le point de référence des œufs (abondance des reproducteurs) à 80 % de la Brmd est préférable pour éviter la sélection arbitraire du niveau approprié des RPR (ici 50 %) (tableau 7).

*Tableau 7. Point de référence supérieur (PRS) du stock de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent basés sur les paramètres de la dynamique de la population de deux modèles, en supposant que M soit issu des observations de marquage acoustique. Les statistiques sommaires indiquées sont la médiane avec la fourchette du 5e au 95e percentile.*

Point de référence supérieur (80 % Brmd)	Modèle 4	Modèle 5
Œufs (millions)	54 300 (33 700 à 86 400)	91 320 (49 990 à 168 040)
Reproducteur (biomasse, t)	1460 (920 à 2290)	2450 (1360 à 4450) <sup>2</sup>
Reproducteur (nombre, milles)	720 (480 à 1090)	1210 (710 à 2110) <sup>2</sup>
Œufs par reproducteur	75 400 (65 600 à 85 000)	75 670 (64 820 à 86 000)
Âge moyen des reproducteurs	5,28 (4,94 à 5,61)	5,28 (4,91 à 5,64)

### Point de référence limite (PRL)

En vertu de l'AP du MPO, le PRL définit la limite entre la zone critique et la zone de prudence. Le PRL correspond à l'état d'un stock sous lequel celui-ci risque de subir de graves dommages. À ce niveau de l'état du stock, il pourrait aussi y avoir des répercussions pour l'écosystème et pour des espèces connexes, ainsi qu'une diminution à long terme des possibilités de pêche. Les candidats de points de référence limites examinés comprennent :

- l'abondance la plus faible (œufs) qui a entraîné la reconstitution du stock (Brétablissement);
- l'abondance (œufs) correspondant à 40 % de la Brmd;
- les œufs (ou nombre de reproducteurs, biomasse de reproducteurs) pour la moitié de la saturation (50 % de K de Beverton-Holt);
- les œufs (ou nombre de reproducteurs, biomasse de reproducteurs) qui donnent lieu à un recrutement de 50 % de la taille de la population à l'équilibre non exploitée en fonction de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt et des caractéristiques du cycle biologique.

<sup>2</sup> Erratum: Décembre 2022, correction d'une erreur de transcription des extrants du modèle

Ces options diffèrent par leurs hypothèses et leur comportement sous-jacents. Selon la politique de l'AP (MPO 2009), le PRL devrait être déterminé en fonction de considérations biologiques et, par conséquent, ne pas varier en fonction des stratégies d'exploitation des pêches. Le point de référence de 40 % de la Brmd n'est pas invariant, mais le point Brétablissement (bien que celui-ci ne soit pas entièrement fondée sur les stratégies de pêche du passé) et les œufs pour la moitié de la saturation ou la moitié de l'abondance à l'équilibre sont de tels points.

Le point de Brétablissement n'est pas considérée comme un PRL approprié pour cette population de bar rayé. L'abondance la plus faible qui a entraîné le rétablissement du stock fournit un contexte sur la façon dont la population a réagi par le passé. La plus faible abondance historique de reproducteurs qui n'a pas empêché le rétablissement de la population est égale à la faible abondance de 1996 à 2000, avec une valeur moyenne de 4 300 reproducteurs. Il y a eu une augmentation presque monotone de ces faibles abondances à plus de 300 000 reproducteurs en moins de 20 ans. Selon le modèle, l'abondance à l'équilibre estimée des âges 3 à 15+ en l'absence de pêche devrait être de 3 à 5 millions de poissons, soit de 2 à 3 millions de reproducteurs. Une valeur de Brétablissement de 4 500 poissons ne représente que 0,1 % à 0,2 % de l'abondance non exploitée projetée (synonyme de B0), et beaucoup moins qu'une valeur seuil de biomasse de 20 % de B0 dont on discute couramment.

Le total des œufs pour la moitié de la saturation ou pour la moitié de l'abondance à l'équilibre peut être invariant pour la stratégie de gestion des pêches si le stade de recrutement maximisé n'est pas sujet à la mortalité par pêche et si le stock reproducteur est exprimé en œufs. Les œufs pour la moitié de la saturation sont fondés sur la capacité de l'habitat (l'environnement) à produire des recrues et ne dépendent pas des valeurs des paramètres du cycle biologique (p. ex., taux de mortalité naturelle, âge à maturité) pour les classes d'âge plus avancé que l'âge au moment du recrutement (3 ans). Par conséquent, si les effets cumulatifs de la mortalité naturelle et de la mortalité par la pêche réduisent l'abondance au PRL, il y aurait un « arrêt brusque » et la mortalité anthropique est réduite au niveau le plus bas possible. En revanche, l'abondance (œufs) correspondant à 40 % de la Brmd et les œufs qui produisent 50 % de l'abondance d'équilibre dépendent tous deux des valeurs des paramètres du cycle biologique pour les poissons plus âgés. Par conséquent, l'équilibre et le PRL diminueraient à des niveaux plus faibles à mesure que la mortalité naturelle augmenterait.

Les œufs qui produisent un recrutement de la moitié de la capacité de charge sont proposés comme PRL (tableau 8). Des valeurs équivalentes exprimées en biomasse et en nombre de poissons sont fournies; la conversion des œufs en biomasse ou en nombre de poissons tient compte des changements de la structure d'âge de la population résultant de la pêche. Dans l'ensemble, la pêche a pour effet de réduire l'âge et le poids moyens des reproducteurs, ce qui entraîne une réduction de la quantité d'œufs par reproducteur.

Tableau 8. Point de référence limite pour le bar rayé du sud du Golfe du Saint-Laurent basés sur les paramètres de la dynamique des populations de deux modèles. Les statistiques sommaires indiquées sont la médiane avec la fourchette du 5e au 95e percentile.

Point de référence limite	Unités	Modèle 4	Modèle 5
Brétablissement	Œufs (millions)		200
	Reproducteurs (biomasse, t)		6,5
	Reproducteurs (nombre, milles)		4,5
40 % Brmd	Œufs (millions)	24 500	40 580
		(15 400 à 38 500)	(22 430 à 74 480)

## Région du Golfe

## Points de référence pour le bar rayé du sud du golfe

Point de référence limite	Unités	Modèle 4	Modèle 5
	Reproducteurs (biomasse, t)	700 (450 à 1080)	1160 (650 à 2090) <sup>3</sup>
	Reproducteurs (nombre, milles)	420 (280 à 630)	700 (410 to 1220) <sup>3</sup>
	Œufs par reproducteur	58 000 (50 700 à 65 200)	58 030 (50 080 à 65 850)
	Âge moyen des reproducteurs	4,65 (4,41 à 4,90)	4,66 (4,39 à 4,92)
	Moitié de la saturation à Bev Holt	Œufs (millions)	17 300 (11 300 à 26 500)
	Reproducteurs (biomasse, t)	510 (340 à 760)	870 (520 à 1560)
	Reproducteurs (nombre, milles)	330 (220 à 490)	560 (350 à 980)
	Œufs par reproducteur	52 400 (46 400 à 59 100)	53 250 (46 240 à 60 640)
	Âge moyen des reproducteurs	4,46 (4,26 à 4,69)	4,49 (4,25 à 4,74)
	Moitié de l'abondance à l'équilibre	Œufs (millions)	15 200 (10 000 à 23 000)
	Reproducteurs (biomasse, t)	450 (300 à 670)	770 (460 à 1360)
	Reproducteurs (nombre, milles)	300 (210 à 440)	510 (310 à 880)
	Œufs par reproducteur	50 800 (44 900 à 57 200)	51 470 (44 590 à 58 450)
	Âge moyen des reproducteurs	4,41 (4,21 à 4,62)	4,43 (4,20 à 4,67)

### Taux d'exploitation par la pêche

Les points de référence du taux de pêche pris en compte sont les suivants :

- Frmd;
- F correspondant à 30 % des RPR comme taux de pêche maximal;
- F correspondant à 50 % des RPR comme taux de pêche cible.

Frmd est proposé comme taux d'exploitation de référence (tableau 9). Les valeurs de la Frmd lorsqu'elles sont présentées comme des valeurs de F pleinement recrutées dépendent de la stratégie de gestion des pêches. Par souci de clarté, les valeurs de la Frmd sont également présentées en termes de taux d'exploitation, exprimé sous la forme de la proportion des prises (nombre) par rapport à l'abondance totale des poissons âgés de 3 à 15 ans et plus. Le taux d'exploitation global le plus faible est atteint pour une stratégie de pêche sans limites de taille. Les taux d'exploitation à Frmd pour trois stratégies de pêche examinées sont égaux ou inférieurs au taux de mortalité naturelle présumé de  $M = 0,2$  ( $S = 0,82$ ).

<sup>3</sup> Erratum: Décembre 2022, correction d'une erreur de transcription des extrants du modèle

Tableau 9. Référence du taux de prélèvement pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent, basée sur les paramètres de la dynamique des populations de deux modèles. Les statistiques sommaires indiquées sont la médiane avec la fourchette du 5e au 95e percentile.

Référence du taux de prélèvement	Modèle 4	Modèle 5
F <sub>msd</sub> (taux de pêche pleinement recruté)	0,17 (0,15 à 0,19)	0,17 (0,15 à 0,19)
Taux d'exploitation	0,14 (0,13 à 0,16)	0,14 (0,12 à 0,16)

### Perspective de l'état du stock selon les points de référence

L'état du stock par rapport à ces points de référence dérivés du modèle, au cours de la période d'évaluation de 1994 à 2019, est présenté à la figure 6. L'état est présenté en termes d'œufs estimés, selon la même unité que les points de référence. Les perspectives sur l'état dépendent du modèle. L'abondance estimée des reproducteurs ne s'est située aux environs du PRS qu'une seule fois (en 2017) selon le modèle 4, alors que l'abondance en 2017 se trouvait dans la zone de prudence selon le modèle 5. Selon le modèle, les abondances de reproducteurs étaient inférieures au PRL toutes les années sauf 2017 (modèle 5) ou inférieures au PRL jusqu'en 2015 et dans la zone de prudence depuis 2016 (modèle 4) (figure 6).

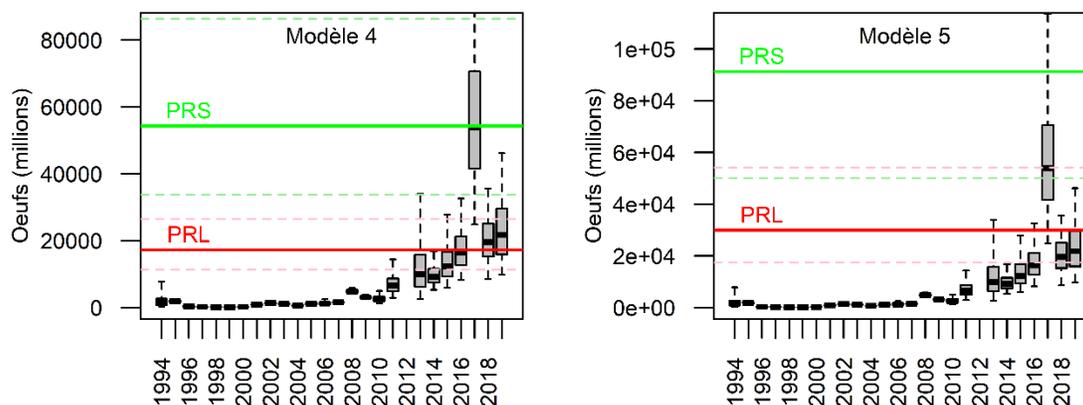


Figure 6. Évaluation de l'abondance des œufs dans les reproducteurs (diagrammes; œufs en millions) et du statut par rapport aux PRS (ligne horizontale supérieure verte) et PRL (ligne horizontale inférieure rouge) du modèle 4 (panneau de gauche) et du modèle 5 (panneau de droite) pour le bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1994 à 2019. Pour le modèle 4 et le modèle 5, le PRS correspond à l'estimation médiane des œufs à 80 % Br<sub>msd</sub> et le PRL correspond à l'estimation médiane des œufs qui donnent 50% du paramètre de saturation K de Beverton-Holt. Les lignes rouges en pointillés et les lignes vertes représentent les fourchettes du 5e au 95e percentile du PRL et du PRS respectivement. Notez que la ligne du 95e percentile du PRS et le point du 95e percentile des œufs en 2017 sont hors échelle dans les deux panneaux.

### Interactions entre espèces

La politique visant à soutenir les plans de rétablissement en vertu du Cadre de l'AP pour les stocks qui se trouvent dans la zone critique indique que les objectifs de rétablissement d'un stock de poissons susceptible d'avoir des conséquences néfastes sur l'état d'une autre espèce ou d'un autre stock (par exemple, le rétablissement d'un prédateur qui provoquerait le déclin

d'une proie) doivent emprunter une approche équilibrée pour que ni le prédateur, ni la proie ne soit gravement menacé (MPO 2019). Elle indique également qu'il est impossible d'atteindre simultanément des rendements correspondant au RMD prévu dans les évaluations mono-spécifiques pour un système regroupant des espèces multiples en interaction (MPO 2019).

Les points de référence abordés dans la section précédente sont fondés sur des approches de gestion d'une seule espèce dans le but de maximiser le rendement et d'éviter des dommages graves propres au bar rayé. La modification des points de référence d'une seule espèce pour tenir compte des interactions exige des preuves des conséquences de cause à effet du bar rayé sur d'autres espèces.

Le bar rayé est un poisson omnivore de grande taille qui se nourrit d'une variété de poissons et d'invertébrés, et la composition des proies dépend de la taille du prédateur (le bar plus gros mange plus de poissons), de la période de l'année, et de l'habitat d'alimentation. Le bar rayé peut passer d'un type de proie à l'autre en fonction de sa disponibilité, et il y a amplement de possibilités pour le bar rayé de se nourrir d'espèces diadromes lorsque ces poissons migrent vers les rivières pour frayer ou en sortie après le frai pour se diriger vers les aires d'alimentation en mer.

Plusieurs pêcheurs se sont dits préoccupés par leur interprétation que le rétablissement de la population de bar rayé dans le sud du golfe a contribué au déclin de l'abondance du saumon Atlantique (*Salmo salar*), ainsi que des prises de gaspareau (*Alosa pseudoharengus*, *A. aestivalis*), d'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) et d'autres espèces. L'interaction se ferait par prédation du bar rayé sur ces espèces proies potentielles. Les tailles des reproducteurs adultes et des juvéniles de gaspareau et d'éperlan arc-en-ciel, ainsi que la taille des saumoneaux de saumon Atlantique migrants en route vers la mer, se situent dans la gamme de la taille des proies du bar rayé adulte.

Le gaspareau et l'éperlan arc-en-ciel sont des proies importantes (présentes) identifiées dans les estomacs de bar rayé échantillonnés en mai et en juin dans la rivière Miramichi (MPO 2016). Les débarquements commerciaux enregistrés de gaspareau et d'éperlan arc-en-ciel dans les districts du N.-B. de la région du Golfe du MPO pour la période de 1990 à 2018 montrent une baisse marquée à partir de 2005 (figure 7). Les débarquements commerciaux ne sont généralement pas proportionnels à l'abondance, à moins que la proportion des prises soit la même au fil du temps, ce qui n'est presque jamais le cas. Les variations et les baisses annuelles des débarquements sont aussi probablement attribuables à des facteurs comme les changements de l'effort, les changements du nombre de permis actifs, et certaines différences dans les ventes aux acheteurs par rapport aux ventes locales (pour les appâts) au fil du temps.

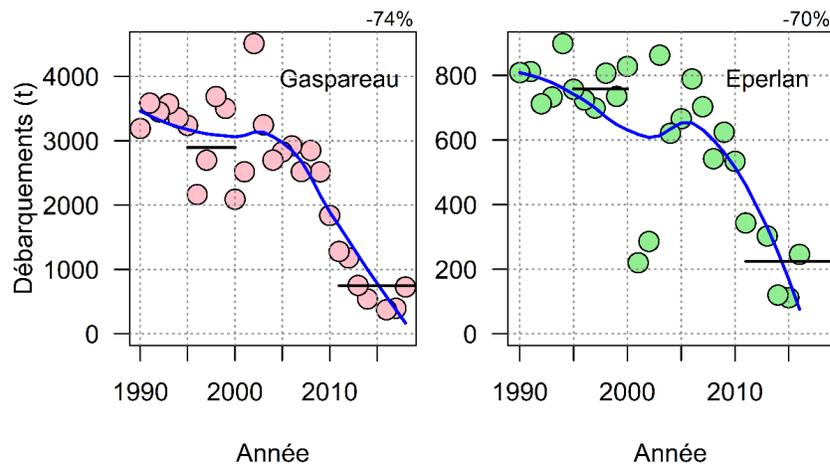


Figure 7. Débarquements enregistrés (t) de gaspureau (panneau de gauche ; comprend le gaspureau et l'aloise d'été) et d'éperlan arc-en-ciel (panneau de droite) des districts de la province du Nouveau-Brunswick dans la région du Golfe du MPO, de 1990 à 2018. Certaines données sont manquantes en raison de restrictions de confidentialité. La ligne bleue dans chaque graphique est un lissage de LOESS utilisant une valeur de portée de 0,8. Les débarquements moyens pour les périodes 1995 à 2000 et 2011 à 2018 sont indiqués par des lignes horizontales noires et le pourcentage de changement de la période 2011 à 2018 par rapport à la période 1995 à 2000 est indiqué en haut à droite au-dessus de chaque panneau.

Des indices d'abondance indépendants de la pêche, fondés sur les prises annuelles totales de quatre espèces diadromes, sont également disponibles à partir de filets-trappes témoins estuariens exploitées par le Secteur des sciences du MPO dans la rivière Miramichi Nord-Ouest (depuis 1998) et la rivière Miramichi Sud-Ouest (depuis 1994) (figure 8). Les filets-trappes témoins ont été installés au même endroit et surveillés à l'aide de procédures et de protocoles semblables pendant toute la série chronologique de l'opération.

Les indices concernant le gaspureau et le saumon Atlantique ont diminué dans les installations des deux rivières, la baisse la plus importante étant celle de l'indice du gaspureau dans la rivière Miramichi Sud-Ouest (figure 8). Ensemble, la causalité de la prédation du bar rayé et la pêche commerciale devraient être les plus importantes dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, mais la diminution des indices du gaspureau était plus importante dans la rivière Miramichi Sud-Ouest.

On a observé une forte augmentation des prises de bar rayé dans les rivières Miramichi Nord-Ouest et Sud-Ouest; on s'attendrait à une forte augmentation dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, étant donné la forte augmentation de la taille de la population du stock qui fraie à cet endroit. Les indices d'abondance de l'aloise savoureuse (*Alosa sapidissima*) ont augmenté aux deux endroits, avec une augmentation plus importante dans la rivière Miramichi Sud-Ouest où il y a une aire de frai de l'aloise reconnue (figure 8).

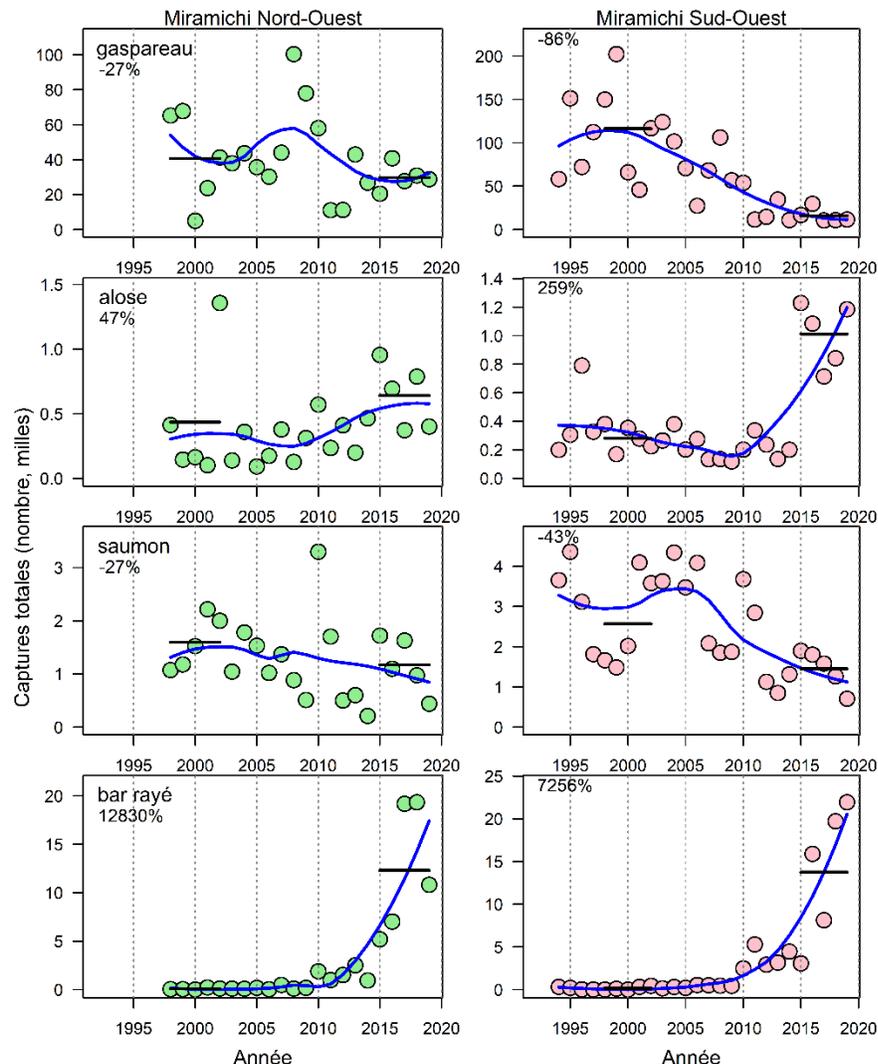


Figure 8. Sommaire des captures totales annuelles (nombre, milles) des espèces diadromes (gaspareau = *Alosa pseudoharengus* and *A. aestivalis*, range du haut ; alose = *A. sapidissima*, deuxième rangée ; saumon = *Salmo salar* (adultes), troisième rangée ; bar rayé = *Morone saxatilis*, rangée du bas) dans les filets-trappes répères du MPO de la Miramichi Nord-Ouest (colonne de gauche) et de la Miramichi Sud-Ouest (colonne de droite), depuis 1994 (1998 pour la Miramichi Nord-Ouest) à 2019. Les captures totales ne sont pas corrigées pour la variance interannuelle et entre les filets des dates d'opération. La ligne bleue dans chaque panneau est un lissage de LOESS utilisant une valeur de portée de 0,8. Les moyennes des captures annuelles pour les périodes de 1998 à 2012 et de 2015 à 2019 sont indiquées dans chaque panneau par les lignes horizontales noires. Le pourcentage de changement de la moyenne pour la période de 2015 à 2019 par rapport à la période de 1998 à 2002 est indiqué dans le coin supérieur à gauche dans chaque panneau.

### Interactions propres au saumon Atlantique

L'interaction la plus probable entre le saumon Atlantique et le bar rayé est prévue pendant la phase de migration vers le large des saumoneaux de saumon. Les saumoneaux ont une gamme de taille qui convient comme proie à la plupart des bars rayés adultes. La période et le corridor de migration emprunté par les saumoneaux au passage de l'eau douce à la mer font que les saumoneaux, en particulier ceux de la rivière Miramichi Nord-Ouest, passent dans l'aire

de frai et les haltes migratoires du bar rayé à peu près au même moment où ce dernier s'y rassemble et y fraie.

Des observations directes de la prédation du bar rayé sur les saumoneaux sont fondées sur des échantillons d'estomac prélevés en mai et en juin dans la rivière Miramichi (MPO 2016). Des preuves indirectes de prédation sont fournies par plusieurs études utilisant des étiquettes acoustiques placées dans les saumoneaux et des inférences d'événements de prédation fondées sur les trajets de déplacement de ces derniers (Daniels *et al.* 2018), des changements dans les codes d'identification des étiquettes signalant un événement de prédation (Daniels *et al.* 2019), et des changements dans les taux de survie estimés des saumoneaux au début de la phase de migration dans la baie de Miramichi (Chaput *et al.* 2018).

Une étude de marquage et de suivi acoustique à long terme, menée par la Fédération du saumon Atlantique (FSA) depuis 2003 dans quatre rivières du sud du golfe du Saint-Laurent, a estimé que les taux de survie des saumoneaux munis d'émetteurs acoustique dans la baie des Chaleurs (rivières Restigouche et Cascapédia) étaient relativement élevés (67 % à 95 %) et n'ont pas changé au fil du temps, contrairement aux taux de survie des saumoneaux munis d'émetteurs acoustique dans la baie de Miramichi qui étaient plus faibles (28 % à 82 %) et ont montré une diminution de la survie à partir de 2010 (Chaput *et al.* 2018). Les différences dans les taux de survie apparents dans ces deux baies avoisinantes ont été présumées être en partie liées aux différences de pression de prédation sur les saumoneaux migrateurs par le bar rayé présents dans la baie Miramichi pendant la période de migration des saumoneaux, mais pas dans la baie des Chaleurs.

Il existe une relation négative entre les estimations de l'abondance du bar rayé et les taux de survie estimés par ces expériences utilisant des saumoneaux munis d'émetteurs acoustiques (figure 9). Dans les deux rivières de la Miramichi, les taux de survie les plus faibles dans la zone démarquée par la limite de marée à la sortie de la baie ont été estimés au cours de la période récente (2013 à 2016), alors que l'abondance estimée du bar rayé était supérieure à 100 000 reproducteurs.

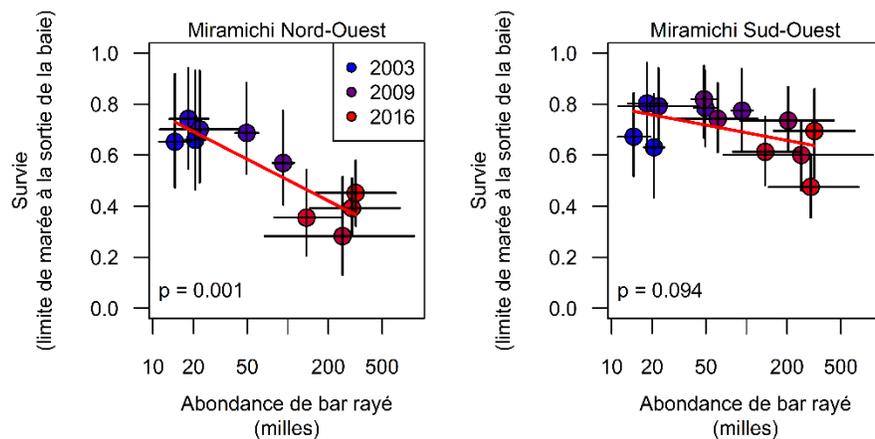


Figure 9. Association entre les taux de survie estimés, de la tête de marée à la sortie de la baie, des saumoneaux marqués des émetteurs acoustiques (panneau gauche de la Miramichi Nord-Ouest, panneau droit de la Miramichi Sud-Ouest ; données de Chaput et al. 2018) et l'abondance estimée des reproducteurs de bar rayé (échelle logarithmique) dans la rivière Miramichi, de 2003 à 2016. Pour les taux de survie et les valeurs d'abondance des reproducteurs, le symbole est la médiane et les lignes noires sont les fourchettes respectives du 5e au 95e percentile des estimations. La relation linéaire (ligne rouge) et la valeur  $p$  correspondante de la pente de la régression = 0 sont indiquées dans le coin inférieur gauche de chaque panneau.

Les effets de la prédation du bar rayé sur les saumoneaux du saumon Atlantique au niveau de la population ont été examinés à l'aide des indices annuels de l'abondance des saumons juvéniles et des estimations des montaisons de saumons adultes frayant pour la première fois (vierges) ayant séjourné un hiver en mer et deux hivers en mer. Les taux de survie relatifs estimés au cours de la première année en mer pour les années de migration des saumoneaux de 1994 à 2018 montrent une grande variation des montaisons de saumons de la rivière Miramichi Sud-Ouest et de la rivière Miramichi Nord-Ouest (figure 10). Si l'on compare aux abondances correspondantes de bars rayés pour l'année de migration des saumoneaux (et l'année de la prédation potentielle par le bar), on constate un déclin apparent des taux de survie relatifs des saumoneaux de la rivière Miramichi Sud-Ouest, surtout pour les années de migration de 2006 à 2018 (les taux de survie relatifs les plus élevés ont été estimés pour l'année de migration des saumoneaux 2009) associées à l'augmentation de l'abondance du bar rayé (figure 10). Toutefois, de faibles taux de survie relatifs pour la rivière Miramichi Sud-Ouest ont été estimés à la fin des années 1990, lorsque les abondances de bars rayés étaient faibles. La relation entre les taux de survie relatifs et l'abondance des reproducteurs du bar rayé n'est pas statistiquement significative pour les observations de la rivière Miramichi Nord-Ouest (figure 10).

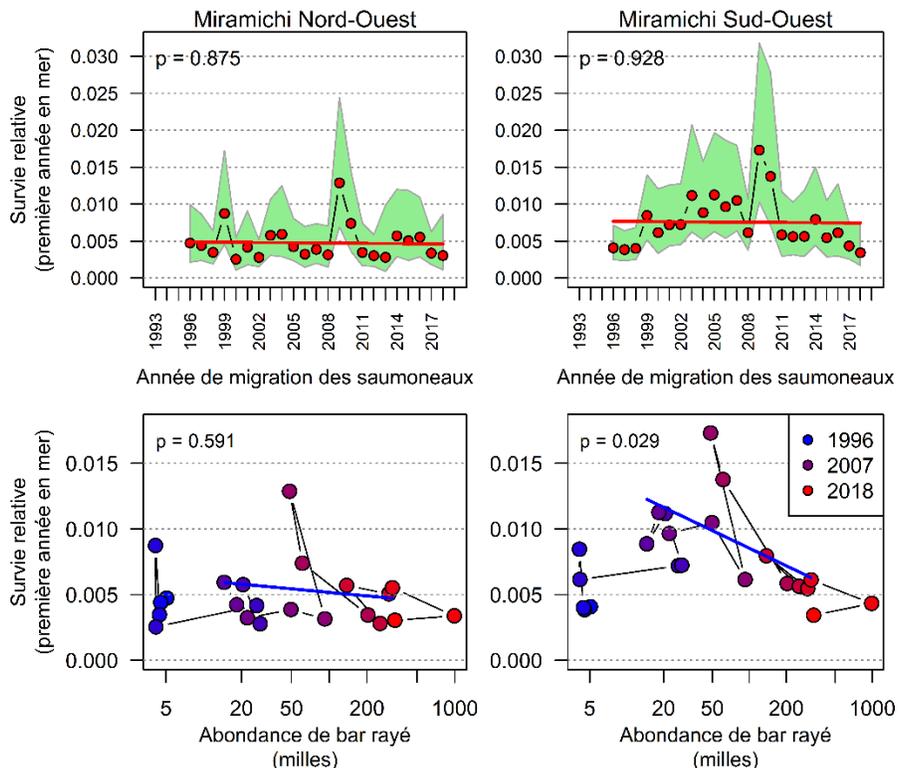


Figure 10. Distributions ultérieures des taux de survie relatifs pendant la première année en mer pour les saumoneaux de la rivière Miramichi Nord-Ouest (colonne de gauche) et Miramichi Sud-Ouest (colonne de droite) pour les années de migration des saumoneaux 1996 à 2018 (rangée du haut). La rangée du bas montre les taux de survie relatifs des saumoneaux durant la première année en mer par rapport à l'estimation (échelle logarithmique) de l'abondance des reproducteurs de bar rayé dans la rivière Miramichi pour les années de frai du bar rayé et de la dévalaison des saumoneaux de 1996 à 2018. La ligne bleue pleine est la régression linéaire des taux de survie relatifs par rapport aux logarithmes des abondances de bar rayé pour les années 2003 à 2016 correspondant à la série chronologique de survie des saumoneaux marqués avec des émetteurs acoustiques (voir figure 9).

### Conclusions sur les interactions entre les espèces

Il existe des preuves contradictoires de réductions des indicateurs d'abondance des poissons anadromes examinés associés à l'abondance accrue du bar rayé dans le sud du golfe. En ce qui concerne le gaspareau, les débarquements commerciaux enregistrés ont grandement diminué dans la partie du golfe du Nouveau-Brunswick depuis 2005. Les prises des filets-trappes témoins estuariens ont également diminué à partir de 2005, mais moins fortement que ce qu'indiquent les débarquements commerciaux. Les débarquements commerciaux de l'éperlan arc-en-ciel ont également diminué considérablement dans la partie du golfe du Nouveau-Brunswick depuis 2005, tandis que les indicateurs de l'alose savoureuse provenant des filets-trappes estuariens ont augmenté. En ce qui concerne le saumon Atlantique, il y a des preuves directes de prédation par le bar rayé sur les saumoneaux. Des études utilisant des étiquettes acoustiques placées dans les saumoneaux ont permis de déduire des événements de prédation et des changements dans les taux de survie au cours de la phase précoce de la migration dans la baie Miramichi. Les taux de survie les plus faibles ont été estimés pour les années où les abondances de bars rayés dépassaient environ 100 000 reproducteurs. Les effets sur la population dans les deux branches de la rivière Miramichi sont contradictoires, les taux de survie relatifs pour la rivière Miramichi Sud-Ouest montrant une association négative

avec les indices d'abondance du bar rayé pour les années 2003 à 2016, mais pas pour la rivière Miramichi Nord-Ouest.

### Considérations en matière de gestion

Les mesures de gestion des pêches ont été ajustées suivant la trajectoire de déclin suivi de rétablissement de la population de bar rayé, à commencer par la fermeture de toutes les pêches dirigées pour le bar rayé en 2000, suivie douze ans plus tard par la réouverture de la pêche autochtone à des fins ASR en 2012 et de la pêche récréative en 2013. La réouverture de la pêche autochtone a eu lieu à la suite de la conclusion selon laquelle la population de bar rayé en 2011 avait d'abord atteint les objectifs de rétablissement limites et cibles, à une abondance médiane de 200 000 reproducteurs et à une valeur du 5<sup>e</sup> percentile de 90 000 reproducteurs (MPO 2013). Une stratégie de pêche récréative prudente (deux courtes saisons de rétention, un poisson par jour, limite de catégories de tailles de 55 à 65 cm en longueur totale; LT) a été choisie en 2013. D'autres augmentations de l'abondance en 2015, atteignant une médiane d'estimation de 300 000 reproducteurs, ont entraîné une période de rétention prolongée de la pêche récréative pour 2016. Le changement le plus important concernant l'accès à la pêche récréative s'est produit en 2018 avec l'autorisation de conserver un maximum de trois poissons par jour, suite à l'estimation exceptionnelle de l'abondance en 2017 d'un peu moins d'un million de reproducteurs. Un projet pilote de pêche commerciale a également été autorisé pour la première fois en 2018. Cet accès accru à la pêche s'est produit alors que l'abondance des stocks était sur la trajectoire d'une augmentation de l'abondance passant de la zone critique à la zone de prudence, comme l'indique la présente évaluation.

De nouvelles demandes d'accès à la pêche et d'autres demandes pourraient être anticipées lorsque l'abondance évaluée du bar rayé dépassera celle du PRS et sera située dans la zone saine. Le potentiel d'exploitation de cette espèce est élevé. Pendant la période de frai, le bar rayé est capturé en grand nombre dans les filets-trappes de gaspureau de la rivière Miramichi, avec des taux de prises (poissons par filets-trappes et par jour) qui peuvent dépasser plusieurs milliers de poissons par remontée de filet (MPO 2020). Le bar rayé serait également capturé en grand nombre dans les filets-trappes de la pêche de gaspureau dans d'autres estuaires de la région du Golfe du MPO au Nouveau-Brunswick. À la suite de l'élargissement de la répartition du bar rayé sur la rive nord du Saint-Laurent et du Labrador en 2017, d'importantes prises de bar rayé ont été signalées dans cette région du nord (MPO 2018). La présence et la récolte des bars rayés qui sont restés en place à la suite de l'émigration de 2017 à partir du sud du golfe continuent d'être signalées dans cette région du nord.

La pêche récréative gagne en popularité dans tout le golfe du Saint-Laurent, y compris vers l'ouest jusqu'à la rive nord de la Gaspésie (Québec). Le plan actuel de gestion des pêches récréatives autorise la prise de trois poissons par jour et prévoit une limite de possession; cela représente l'allocation la plus élevée de toutes les administrations de l'est de l'Amérique du Nord. Il y a une limite de prise quotidienne et de possession d'un poisson dans la zone de gestion de la région des Maritimes du MPO ainsi que dans l'est des États-Unis, et les limites de taille varient selon la région.

Des limites de catégories de tailles sont en place pour la pêche récréative dans le sud du golfe depuis 2013. La longueur minimale de la catégorie de tailles est destinée à réduire l'exploitation des jeunes poissons jusqu'à ce qu'ils aient eu l'occasion de frayer une fois, tandis que la longueur maximale de la catégorie est destinée à protéger les poissons plus âgés ayant une fécondité plus élevée et à maintenir un bassin de reproducteurs pour se prémunir contre les classes d'âge successives de recrutement médiocre. Les mesures des catégories de tailles sont considérées comme supérieures aux autres stratégies de limitation de la taille, comme un

règlement de compromis pour atteindre des objectifs concurrents de différents utilisateurs. L'utilisation de limites de taille dans les pêches entraîne la prise et la remise à l'eau de poissons qui se trouvent à l'extérieur de la catégorie de taille pour la conservation. La pêche récréative du bar rayé dans le sud du golfe comporte une grande partie de prises et de remises à l'eau, en partie en raison des restrictions obligatoires relatives aux catégories de tailles pour la conservation, mais aussi en raison des pratiques de pêche des pêcheurs individuels qui favorisent beaucoup d'activités de pêche à la ligne sans intention de conserver les poissons.

Les données sur les prises provenant de la pêche récréative sont très limitées, et on ne connaît pas les conséquences de la conservation et de la mortalité par capture et remise à l'eau sur la productivité de la population. Un taux de mortalité des prises et des remises à l'eau de 9 % est supposé dans l'évaluation du bar rayé sur la côte américaine, mais le taux de mortalité des prises et des remises à l'eau dépend des engins de pêche, de la température de l'eau, de l'état de maturité et des pratiques de pêche à la ligne (NEFSC 2019). Il y a une forte présence de pêcheurs à la ligne dans le sud du golfe et un grand nombre de bars rayés sont capturés et relâchés en mai et en juin dans les agrégations de bar rayé avant et pendant le frai dans la rivière Miramichi. Les activités de pêche à la ligne et les prises à cette période de l'année peuvent y avoir des conséquences non mortelles pour les poissons individuels (perte de laitance et d'œufs lorsque les poissons sont manipulés et relâchés, perturbation du comportement de frai) et pour la population reproductrice. Depuis 2017, des fermetures à court terme de 5 à 9 jours de la pêche récréative dans des sections de la rivière Miramichi Nord-Ouest, selon l'année, ont été mises en œuvre lorsque les activités de frai ont été signalées à la Gestion des pêches du MPO. De telles fermetures réduiraient certaines des conséquences graves et chroniques de la pêche récréative sur les reproducteurs.

### **Sources d'incertitude**

La population de bars rayés du sud du golfe du Saint-Laurent est surveillée chaque année depuis 1994. Le nombre estimatif de reproducteurs est évalué à l'aide des taux de prises de la pêche commerciale au gaspureau, dans la Miramichi Nord-Ouest. Il existe de grandes incertitudes quant aux estimations annuelles (le coefficient de variation varie de 6 % à 91 %). Toutefois, l'augmentation de l'abondance, qui augmente de façon presque monotone passant d'environ 5 000 reproducteurs de la fin des années 1990 à plus de 300 000 depuis 2016, a été confirmée à partir des prises par mois et, de façon générale, aux filets-trappes témoins du MPO dans la Miramichi.

Les caractéristiques du cycle biologique et les paramètres des dynamiques de la population nécessaires à la modélisation de la population sont connus avec divers degrés d'incertitude. La relation entre la longueur et le poids et la Lf selon l'âge, d'après l'interprétation des écailles, est bien décrite à partir des données d'échantillonnage. L'âge le plus élevé déterminé à partir des écailles pour cette population est de 15 ans. On signale que les écailles sous-estiment l'âge des bars de plus de 8 ans. Les bars grandissent relativement lentement après l'âge de 8 à 10 ans (Lf supérieures à 65 cm pour cette population), à moins de 2 cm de Lf par année. Une clé longueur-âge, dérivée d'échantillons obtenus au fil des ans et analysés à l'aide d'un modèle de croissance de von Bertalanffy, est utilisée pour traduire la distribution de la taille des reproducteurs en une distribution selon l'âge. Le biais introduit par cette sous-estimation de l'âge à l'aide d'écailles consiste à surestimer le taux de croissance en fonction du modèle et en utilisant la clé longueur-âge pour sous-estimer l'abondance des poissons plus âgés dans la population. L'utilisation d'un « groupe plus » à l'âge 15 dans la clé longueur-âge règle en partie la sous-estimation des poissons plus âgés, mais ceux-ci demeureraient sous-représentés dans l'ensemble de la population, et les bars plus jeunes seraient surreprésentés dans une certaine

mesure. Ensemble, cela entraînerait une surestimation de la survie des plus jeunes et une sous-estimation de la survie des plus âgés.

Les différences de taux de croissance, de taille selon l'âge et de poids selon la longueur entre les bars mâles et femelles sont également signalées dans la littérature, des aspects qui ne sont pas pris en compte dans le modèle de population qui regroupe les abondances des mâles et des femelles et leurs dynamiques de population. Les calendriers de maturité sont présumés et fondés sur des hypothèses tirées d'autres études et d'observations limitées selon lesquelles les mâles arrivent à maturité plus tôt que les femelles; la proportion résultante de femelles à l'âge des reproducteurs est corroborée par les observations d'un échantillonnage intensif de sacrifice du bar rayé dans les frayères au cours des dernières années. La fécondité selon l'âge n'est pas connue pour cette population et une valeur fixe d'œufs par kg a été empruntée à d'autres études. L'ampleur des incertitudes et le biais qu'elles peuvent introduire dans la modélisation des dynamiques de la population n'ont pas été quantifiés. Les incertitudes sont considérées comme étant faibles par rapport à l'estimation d'autres paramètres des dynamiques de la population (paramètres de stock et de recrutement, mortalité) du modèle.

On ne connaît pas les taux de mortalité des jeunes classes d'âge, y compris la mortalité hivernale de l'âge 0 et la mortalité aux âges 1 et 2. Les taux de mortalité des groupes d'âge plus jeunes devraient être élevés, d'après les relations inverses générales entre la taille à l'âge et la mortalité. La population de bar rayé du sud du golfe se trouve également à la limite nord de la répartition des espèces. Des conditions environnementales qui modifient la taille des jeunes de l'année à l'approche de leur premier hiver et des conditions d'hivernage où le bar rayé jeûne sont des facteurs contributifs importants qui entraînent des taux de survie imprévisibles parmi les cohortes. Les incertitudes relatives aux taux de mortalité des jeunes ont des conséquences dans les modèles de population qui supposent une relation de stock et de recrutement des œufs à l'âge 0 au cours du premier été. Il n'y a aucune observation de l'abondance relative de ces groupes d'âge; les observations des reproducteurs commencent à l'âge 3. En raison du manque de données à ces âges plus jeunes, deux modèles ayant des équations différentes pour les taux de mortalité de l'âge 0 à 3 sont reportés dans la dérivation des points de référence.

Malgré la fermeture de la pêche dirigée au bar rayé, on a jugé que la mortalité par pêche principalement associée à la pêche illégale s'était poursuivie. La pêche récréative dirigée a par la suite été rouverte en 2013. En l'absence de récoltes de pêche, les estimations de la mortalité issues de la modélisation de la population sont considérées comme étant la mortalité totale. Les taux de mortalité naturelle ( $M$ ) sont nécessaires pour calculer le RMD. Les données de suivi et de marquage acoustique de 2003 à 2018 fournissent des estimations de la mortalité totale du bar rayé de plus grande taille ( $> 40$  cm). L'estimation de la mortalité instantanée totale ( $Z$ ) pour les années 2014 à 2018 était de 0,22 (médiane). Les poissons qui ont hiverné dans des zones autres que celle de Miramichi auraient été considérés comme faisant partie de la mortalité s'il n'y avait pas eu de détections au cours des années subséquentes dans la rivière Miramichi. Dans cette optique, et compte tenu du fait que certaines mortalités auraient été associées à la pêche, il est très certain que la mortalité naturelle instantanée n'est probablement pas supérieure à 0,2, la valeur finalement utilisée dans la modélisation de l'équilibre pour définir les points de référence.

On a supposé qu'il y avait une fonction compensatoire dépendante de la densité entre les œufs pondus et la production de jeunes de l'année au cours du premier été. D'autres études ont révélé que la variabilité entre les classes du bar rayé d'une année à l'autre est élevée, qu'elle est largement déterminée pendant les stades des œufs et des larves et qu'elle est influencée par des facteurs environnementaux. Les modèles de population utilisés tiennent également

compte de la dynamique de recrutement des œufs aux jeunes de l'année comme d'un processus stationnaire, ignorant ainsi la variation non stationnaire de la survie associée aux variations autocorrélées des conditions environnementales. Les conséquences de la variation environnementale commencent au stade des œufs et des larves, et se poursuivent dans des conditions variables qui ont une incidence sur leur croissance au cours de leur premier été. Les conséquences subséquentes sont ainsi associées à un biais de survie influencée par la taille des plus gros jeunes de l'année au cours du premier hiver. Un modèle de population qui ne tient pas compte de ces événements non stationnaires qui ont une incidence sur la survie ne caractérisera pas adéquatement les variations de la force de la cohorte qui sont autrement présumées être déterminées par l'abondance des reproducteurs et la variabilité stochastique temporellement indépendante. Certaines de ces dynamiques pourraient être intégrées dans la modélisation de l'équilibre sous forme d'événements stochastiques et probabilistes qui modifient la probabilité de survie d'une cohorte afin d'évaluer les conséquences de ces événements sur la dérivation des points de référence; tant que ces analyses ne sont pas terminées, les conséquences ne sont pas connues.

Selon les observations disponibles, la dynamique du stock et du recrutement est adéquatement décrite par une fonction proportionnelle ou relation stock-recrutement de Beverton-Holt. La trajectoire d'augmentation presque monotone de l'abondance de la population à partir de son creux à la fin des années 1990, jusqu'à l'abondance la plus élevée à la fin des années 2010, fournit des renseignements limités pour définir sans équivoque la taille de la population non exploitée. La conclusion tirée de la modélisation de la population à l'aide des données disponibles est que l'abondance maximale de cette population n'a pas encore été atteinte. Le recrutement issu de l'abondance des reproducteurs de 2017 à 2019 n'a pas été évalué, les poissons de 3 ans du frai de 2017 étant disponibles pour une évaluation en 2020, et les autres classes d'âge en 2021 et 2022.

Il existe des preuves convaincantes que la rivière Miramichi Nord-Ouest est la principale zone de frai de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent, et les données d'évaluation ainsi que le modèle de population supposent qu'il s'agit de la seule zone qui produit un recrutement. Récemment, des œufs et des larves de bar rayé ont été échantillonnés à partir de zones de marée géographiquement proches de la rivière Miramichi Nord-Ouest pendant une période d'abondance élevée des reproducteurs de bar rayé. On pourrait s'attendre à des observations d'activités de frai hors de la Miramichi Nord-Ouest à mesure que l'abondance globale des reproducteurs augmente. L'établissement de nouvelles frayères est possible, comme en témoignent les résultats du programme de rétablissement du fleuve Saint-Laurent. La conséquence pour la modélisation de la population de ne pas tenir compte d'autres aires de frai dépend de la question de savoir s'il y a des échanges de recrutement et de reproducteurs entre les aires de frai. S'il y a des échanges, alors la capacité de charge serait actuellement sous-estimée, bien que les taux de survie indépendants de la densité des œufs à l'âge 0 en été ne le seraient probablement pas, car il s'agit d'une caractéristique propre au lieu de frai. À l'heure actuelle, l'évaluation dans la rivière Miramichi Nord-Ouest est la seule et la meilleure information disponible sur les reproducteurs et le recrutement de bars rayés dans le sud du golfe.

L'incertitude la plus importante concernant la compréhension des dynamiques de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent est l'absence presque totale de données sur les prises et les récoltes. En l'absence de données sur les prises et les récoltes de toutes les pêches, le mieux que l'on puisse faire, c'est de suivre la réponse de l'abondance de la population aux variations des stratégies de gestion des pêches. Les variations d'abondance n'ont pas pu être réparties en composantes liées à la pêche, ce qui fait que la dynamique et la

robustesse de cette population face à la pêche et aux variations environnementales sont inconnues.

Il existe des preuves contradictoires de réductions des indicateurs d'abondance des poissons anadromes examinés associés à l'abondance accrue du bar rayé dans le sud du golfe. Les analyses de corrélation sont une première étape de l'examen des interactions potentielles, mais elles ne démontrent pas la cause et l'effet. Une expérience écologique soigneusement conçue accompagnée d'une surveillance à long terme serait nécessaire pour résoudre la question des interactions entre ces espèces.

## CONCLUSIONS ET AVIS

L'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) de la population de bar rayé du sud du golfe menée en 2006 proposait des objectifs de rétablissement de l'abondance visant à orienter les mesures de gestion qui favoriseraient le rétablissement de la population (MPO 2006; Douglas *et al.* 2006). Les objectifs de rétablissement de l'EPR n'ont jamais été conçus pour être des points de référence conformes à l'approche de précaution. Au moment de l'évaluation, on disposait d'estimations sur 12 ans de l'abondance des reproducteurs, dont l'estimation médiane maximale de 28 000 poissons au début des années 2000, qui suivait les très faibles abondances de la fin des années 1990. Les objectifs de l'EPR ont d'abord été dépassés en 2011; l'abondance médiane des reproducteurs cette année-là avait été estimée à 200 000 reproducteurs (MPO 2013). La série disponible d'abondances évaluées jusqu'en 2019 et la modélisation de la population pour définir les points de référence fournissent une taille de population potentielle beaucoup plus élevée que celle qui a été calculée pendant l'EPR avec les données disponibles jusqu'en 2006. Les objectifs de rétablissement de l'EPR ne sont pas appropriés pour la gestion des pêches de cette population de bar rayé.

Un PRS conditionnel à la stratégie de pêche est conforme à la politique de l'approche de précaution (AP); le PRS du stock pourrait refléter des considérations socioéconomiques. La définition de 80 % de la Brmd a été utilisée le plus souvent dans la gestion des pêches et est proposée comme PRS. Il n'y a pas de consensus sur le modèle pour la valeur du PRS. Une valeur du PRS équivalant à 720 000 reproducteurs, selon le modèle 4, n'a été dépassée qu'en 2017. La capacité de charge de la population de bar rayé du sud du golfe est très incertaine. Les abondances modélisées de l'équilibre des bars rayés âgés de 3 ans et plus à la Brmd sont de 1 à 2 millions de poissons, 0,7 à 1,2 million de reproducteurs, selon le modèle. Lorsque le stock se trouve à la Brmd, il peut y avoir des prélèvements de 200 000 à 400 000 poissons par année.

Selon la politique de l'approche de précaution, le PRL devrait être déterminé en fonction de considérations biologiques et, préférablement, ne pas varier en fonction des stratégies d'exploitation des pêches. Le rétablissement, la plus faible abondance historique de reproducteurs qui n'a pas empêché le rétablissement de la population, n'est pas considérée comme un PRL approprié pour cette population de bar rayé. Des œufs pour la moitié de la saturation (la moitié de la valeur de la capacité de charge de Beverton-Holt) sont proposés pour le PRL; des valeurs équivalentes en unités de nombre de reproducteurs et de biomasse de reproducteurs sont également fournies. Il n'y a pas de consensus sur le modèle pour la valeur du PRL. Compte tenu de la trajectoire de cette population au cours de la période relativement courte de l'évaluation, le maintien des reproducteurs au-dessus de 330 000 poissons (médiane de la valeur équivalente du PRL selon le modèle 4) devrait être suffisant pour éviter des dommages sérieux.

Une valeur du PRS d'au moins 720 000 reproducteurs peut sous-estimer le potentiel de reproduction, mais la pleine exploitation à des taux équivalents à la Frmd et les prélèvements potentiels au RMD (Crmd) ne seraient probablement pris en compte qu'une fois que la trajectoire de la population aurait placé l'abondance dans la zone saine. Une réévaluation de la dynamique de la population accompagnée d'observations supplémentaires pourrait être entreprise à ce moment-là pour déterminer la pertinence du PRS et du PRL définis.

L'histoire récente de la gestion des pêches nous renseigne sur le processus décisionnel de gestion en réponse à l'abondance accrue. L'accès aux pêches a été adapté au rétablissement de la population de bar rayé tout d'abord par la réouverture de la pêche autochtone à des fins ASR en 2012, de la pêche récréative en 2013 et avec un projet pilote de pêche commerciale en 2018. Les pêches ont été progressivement rouvertes et l'accès a augmenté à mesure que les abondances de reproducteurs progressaient à partir des niveaux qui se trouvaient dans la zone critique proposée, augmentant jusqu'au PRL et finalement jusqu'à la zone de prudence en 2019.

La valeur exceptionnelle en 2017 d'environ un million de reproducteurs et le déclin en 2018 et 2019 pour atteindre un peu plus de 300 000 reproducteurs constituent une mise en garde sur les variations de la taille du stock dans de nouvelles conditions des dynamiques de la population (migration importante du bar rayé au-delà de son aire de répartition historique avec les mortalités connexes) et augmentation de l'exploitation par les pêches.

En l'absence de toute surveillance des prises et des récoltes à des fins récréatives, il n'est pas possible de donner des avis en matière de gestion des pêches en ce qui concerne le total autorisé des captures, ni d'évaluer l'état de la population par rapport aux pertes de la pêche dirigée (conservation et mortalité de la prise et remise à l'eau). Plus important encore, l'absence de données sur les prises et les récoltes de toutes les pêches empêche de comprendre les causes des variations dans l'évaluation de l'abondance des reproducteurs du bar rayé, ce qui rend incertaine les connaissances de la dynamique et la robustesse de cette population face aux variations de la pêche et de l'environnement.

Les analyses de la teneur des estomacs fournissent des preuves directes de la prédation de l'éperlan arc-en-ciel, du gaspareau et des saumoneaux de saumon Atlantique par le bar rayé dans la rivière Miramichi. Il existe des preuves contradictoires selon lesquelles les réductions des indicateurs d'abondance des poissons anadromes examinés sont corrélées avec l'augmentation de la prédation par le bar rayé dans le sud du golfe. Il n'est pas clair que la réduction des abondances de reproducteurs du bar rayé à des niveaux plus bas améliorerait les indices des espèces anadromes examinées, y compris les débarquements de gaspareau et d'éperlan arc-en-ciel dans les pêches commerciales et les indices des taux de survie des saumoneaux munis d'émetteurs acoustiques dans la rivière Miramichi. Il est pas possible de définir d'autres niveaux de référence pour répondre aux préoccupations relatives aux espèces multiples en fonction des renseignements disponibles. L'établissement d'un objectif de gestion pour le bar rayé inférieur au PRL défini réduirait les rendements potentiels de la pêche dirigée du bar rayé et ne serait pas conforme à la politique de l'AP (MPO 2009).

## LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Affiliations
Craig Knickle	Mi'kmaq Confederacy of PEI
Daniel Ricard	MPO Sciences - Golfe
Dominique Lapointe	Province du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Nom	Affiliations
Doug Bliss	MPO Sciences - Golfe
Doug Swain	MPO Sciences - Golfe
Éliane Valiquette	Province du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Frédéric Butruille	MPO GPA- Golfe
Gérald Chapat	MPO Sciences - Golfe
Guillaume Dauphin	MPO Sciences - Golfe
Jamie Gibson	MPO Sciences - Maritimes
Julien Mainguy	Province du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Marie-Andrée Giroux	MPO Sciences - Golfe
Mark Laflamme	MPO Sciences - Golfe
Mathieu Vienneau	MPO GPA- Golfe
Matthew Cieri	Maine Department of Marine Resources
Nicholas Mandrak	University of Toronto
Paul Chamberland	MPO Sciences - Golfe
Rod Bradford	MPO Sciences - Maritimes
Samuel Andrews	University of New Brunswick
Scott Douglas	MPO Sciences - Golfe
Trevor Avery	Acadia University
Tyler Tunney	MPO Sciences - Golfe
Valérie Bujold	Province du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

## SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion régionale du 23 au 25 novembre 2020 sur les Points de référence conformes à l'approche de précaution pour la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, dans le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada](#).

Chapat, G., Carr, J., Daniels, J., Tinker, S., Jonsen, I., and Whoriskey, F. 2018. Atlantic Salmon (*Salmo salar*) smolt and early post-smolt migration and survival inferred from multi-year and multi-stock acoustic telemetry studies in the Gulf of St. Lawrence, northwest Atlantic. ICES J. Mar. Sci. 76: 1107-1121.

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bar rayé (*Morone saxatilis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xx + 86 p.

Daniels, J., Chapat, G., and Carr, J. 2018. Estimating consumption rate of Atlantic salmon smolts (*Salmo salar*) by striped bass (*Morone saxatilis*) in the Miramichi River estuary using acoustic telemetry. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75: 1811–1822.

Daniels, J., Sutton, S., Webber, D., and Carr, J. 2019. Extent of predation bias present in migration survival and timing of Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*) as suggested by a novel acoustic tag. Anim. Biotelemetry 7:16.

- Douglas, S.G. and Chaput, G. 2011. [Assessment and status of Striped Bass \(\*Morone saxatilis\*\) in the Southern Gulf of St. Lawrence, 2006 to 2010](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/097. iv + 22 p.
- Douglas, S.G., Bradford, R.G., and Chaput, G. 2003. [Assessment of striped bass \(\*Morone saxatilis\*\) in the Maritime Provinces in the context of species at risk](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/008: iii + 49 p.
- Douglas, S.G., Chaput, G., and Caissie, D. 2006. [Assessment of status and recovery potential for striped bass \(\*Morone saxatilis\*\) in the southern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/041: viii + 95 p.
- Gislason, H., Daan, N., Rice, J.C., and Pope, J.G. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries* 11: 149–158.
- LeBlanc, C.H., and Chaput, G.J. 1991. Landings of estuarine fishes in the Gulf of St. Lawrence 1917 – 1988. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 842: viii + 101 p.
- L'Italien, L., Mainguy, J., et Valiquette, E. 2020. Dynamique et habitats de reproduction de la population réintroduite de bars rayés I) dans le fleuve Saint-Laurent, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, xvi + 123 p.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51:110-122.
- MPO, 2006. [Évaluation du rétablissement des populations de bar rayé \(\*Morone saxatilis\*\) de l'estuaire du Saint-Laurent, du sud du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy](#). MPO, Secr. can. consult. scient., Avis scient. 2006/053.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#).
- MPO. 2013. [Mise à jour de 2012 sur l'abondance des reproducteurs et les caractéristiques biologiques du bar rayé \(\*Morone saxatilis\*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2013/010.
- MPO. 2016. [Abondance de reproducteurs et caractéristiques biologiques du bar rayé \(\*Morone saxatilis\*\) du sud du golfe du Saint-Laurent en 2015](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/017.
- MPO. 2017. [Information à l'appui de la désignation de l'habitat essentiel du bar rayé \(\*Morone saxatilis\*\) du fleuve Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/001.
- MPO. 2018. [Abondance de reproducteurs et caractéristiques biologiques du bar rayé \(\*Morone saxatilis\*\) du sud du golfe du Saint-Laurent en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/016.
- MPO. 2019. [Directives d'élaboration d'un plan de rétablissement conforme à la Politique Cadre de l'approche de précaution : Assurer la croissance d'un stock pour le faire sortir de la zone critique](#).
- MPO. 2020. [Mise à jour de 2019 sur l'abondance de reproducteurs et les caractéristiques biologiques du bar rayé \(\*Morone saxatilis\*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/009..
- Northeast Fisheries Science Center (NEFSC). 2019. [66th Northeast Regional Stock Assessment Workshop \(66th SAW\) Assessment Report](#). US Dept Commer, Northeast Fish Sci Cent Ref Doc. 19-08; 1170 p.

- Robinson, M., Courtenay, S., Benfey, T., Maceda, L., and Wirgin, I. 2004. Origin and movements of young-of-the-year striped bass in the southern Gulf of St. Lawrence, New Brunswick. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 133: 412-426.
- Valiquette, É., Harvey, V. et Pelletier, A.-M. 2017. [Mise à jour des connaissances sur l'identification, la description et l'utilisation spatio-temporelle des habitats du bar rayé \(\*Morone saxatilis\*\) de la population du fleuve Saint-Laurent](#), Québec. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2017/005. ix + 55 p.
- Valiquette, E., M. Legault, J. Mainguy, V. Bujold et A.-M. Pelletier. 2018. *Répartition du bar rayé au Québec – mise à jour des connaissances*, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, v + 17 p.

**CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU:**

Centre des avis scientifiques (CAS)  
Région du Golfe  
Pêches et Océans Canada  
P.O. Box 5030  
Moncton, NB  
E1C 9B6

Téléphone: 506-961-1146

Courriel: [DFO.GLFCSA-CASGOLFE.MPO@dfo-mpo.gc.ca](mailto:DFO.GLFCSA-CASGOLFE.MPO@dfo-mpo.gc.ca)

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

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-38601-0 N° cat. Fs70-6/2021-018F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021



La présente publication doit être citée comme suit:

MPO. 2021. Points de référence pour la population de bar rayé (*Morone saxalis*) du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. Sci. du MPO. Avis sci. 2021/018. (Erratum : décembre 2022).

*Aussi disponible en anglais :*

DFO. 2021. *Reference points for Striped Bass (*Morone saxatilis*) for the southern Gulf of St. Lawrence population. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2021/018. (Erratum: December 2022).*