



## ÉVALUATION DE L'ÉTAT DE LA POPULATION REPRODUCTRICE D'ESTURGEONS NOIRS (*ACIPENSER OXYRINCHUS*) DE LA RIVIÈRE SAINT-JEAN



*Esturgeon Noir (Acipenser oxyrinchus)*  
D. Peddle



Figure 1. Carte illustrant les provinces maritimes et l'emplacement de la rivière Saint-Jean.

### Contexte :

L'esturgeon noir (*Acipenser oxyrinchus*) est une espèce démersale anadrome répartie le long de la côte atlantique de l'Amérique du Nord, du sud des États-Unis au Labrador. Il existe deux populations reproductrices d'esturgeons noirs dans les eaux canadiennes : une dans la rivière Saint-Jean (Nouveau-Brunswick) et l'autre dans le fleuve Saint-Laurent (Québec).

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué l'esturgeon noir comme étant menacé en mai 2011 et envisage de l'inscrire en vertu de la Loi sur les espèces en péril (LEP). Les responsables de la Gestion des pêches souhaitent obtenir un avis scientifique sur l'état de la population reproductrice de la rivière Saint-Jean pour améliorer la gestion de la pêche de l'esturgeon noir. Cet avis servira de base à leurs décisions concernant la gestion des allocations à des fins alimentaires, sociales et rituelles, du quota de pêche commerciale et de l'accès pour les pêcheurs récréatifs. La pêche est gérée au moyen d'un accès limité, d'un total autorisé des captures, d'un maillage minimal des filets maillants, d'une longueur totale minimale des poissons et d'une saison de pêche fermée en juin.

L'information fournie dans le cadre de ce processus consultatif orientera aussi les décisions relatives à la pêche commerciale, qui est actuellement à accès fermé.

Le présent avis scientifique découle de la réunion sur les avis scientifiques régional sur l'évaluation de l'état de la population d'esturgeons noirs (*Acipenser oxyrinchus*) frayant dans la rivière Saint-Jean, qui s'est tenue du 23 au 25 mars 2021. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera accessible, dans le [calendrier des avis scientifiques du MPO](#).

## SOMMAIRE

- Les évaluations antérieures de la population d'esturgeons noirs de la rivière Saint-Jean à l'appui d'un avis d'exportation non préjudiciable délivré en vertu de la CITES et d'une évaluation du potentiel de rétablissement étaient fondées principalement sur une évaluation de la structure par taille/âge de la population. Elles avaient conclu que la population avait une structure par âge saine avec au moins 20 classes d'âge et que la récolte actuelle était durable à court terme.
- La compréhension de la structure du stock (p. ex. structure générale par taille) n'a pas changé depuis la dernière évaluation. Cependant, afin de répondre aux questions actuelles et futures de la gestion des pêches, des efforts ont été déployés pour élaborer et appliquer un modèle de population.
- Deux mesures utilisées pour gérer la pêche commerciale moderne de l'esturgeon, qui sont évaluées ici, sont un total autorisé des captures (TAC), annuel, de 350 poissons (175 mâles et 175 femelles) et une saison fermée en juin.
- Un modèle structuré selon l'âge et à deux sexes a été élaboré à l'aide du logiciel Stock Synthesis 3 (SS3) et des données sur les débarquements commerciaux, les prises et l'échantillonnage biologique de la rivière Saint-Jean (RSJ) et de la baie de Fundy (BF). Les extrants du modèle ont été comparés à ceux d'un modèle de récupération d'étiquettes de Brownie.
- Dans le modèle SS3 de référence, les paramètres de croissance, de mortalité naturelle ( $M$ ) et de maturité ont été fixés. La pente a été fixée à 0,6 en raison de la maturité tardive et de la périodicité de la fraie de l'esturgeon. La sensibilité du modèle a été testée en faisant varier la mortalité par pêche ( $F$ ), le pourcentage de poissons de la RSJ dans les prises de la BF, le sex ratio des prises, la sélectivité de la pêche et les profils de la pente.
- Bien que cette approche de modélisation permette d'évaluer l'état des stocks en estimant  $F$  et la biomasse du stock reproducteur (BSR) par rapport aux points de référence, le manque d'information sur certains des paramètres du modèle et le manque de confiance à l'égard de la mise à l'échelle du modèle ont mené à la conclusion qu'il pourrait être prématuré d'établir et d'évaluer des points de référence biologiques de ce modèle à des fins de gestion pour le moment. Cependant, il a été convenu que l'évaluation de la mortalité par pêche par rapport aux points de référence de la mortalité par pêche ( $F_{\text{réf}}$ ) serait appropriée.
- Des points de référence possibles pour la mortalité par pêche et la biomasse ont été examinés. On a calculé une plage de valeurs des géniteurs par recrue (GR) de  $X = 20, 30, 40, 50$  et  $60 \%$ , où un seuil de GR plus élevé reflète une plus grande prudence en matière de conservation. La BSR au RMD ( $BSR_{\text{RMD}}$ ) a été utilisée comme point de référence de la biomasse.
- Le taux moyen de mortalité par pêche de 2018 à 2020 a été utilisé comme valeur de  $F_{\text{seuil}}$  pour l'état du stock (par rapport aux points de référence de  $F$ ) et la BSR de 2020 comme seuil pour la biomasse. Tous les scénarios ont montré que  $F_{\text{seuil}}/F_{50\%}$  et  $F_{\text{seuil}}/F_{0,1}$  étaient inférieurs à 1. Le rapport  $BSR/BSR_{\text{RMD}}$  était supérieur à 1 en 2020 dans tous les scénarios, sauf avec une pente de 0,45.  $F_{\text{seuil}}$  est inférieur à la valeur de  $M$  estimée à partir des paramètres de croissance.
- Presque tous les modèles ont montré que le stock se trouve dans la zone saine (au-dessus de la  $BSR_{\text{RMD}}$  en 2020). La projection du modèle jusqu'en 2030 indique que la population

devrait demeurer dans la zone saine avec le TAC actuel de 175 mâles et 175 femelles. Ce n'est que dans les scénarios de faible pente (valeurs de 0,45 et moins) que la taille du stock tomberait en dessous de la  $BSR_{RMD}$ .

- La fermeture du 1<sup>er</sup> au 30 juin donne à l'esturgeon la possibilité de traverser Long Reach jusqu'à ses frayères sans entrave et est efficace pour protéger certaines femelles lorsqu'elles pénètrent dans la rivière et mûrissent avant de frayer.
- On a relevé diverses sources d'incertitude qui ont influé sur la mesure dans laquelle ce modèle d'évaluation des stocks a pu être élaboré, dont la composition des prises et la sélectivité au début de la pêche historique. On dispose de peu d'information pour étayer la résilience de la population (c.-à-d. la pente), une information qui est nécessaire pour guider l'élaboration de points de référence.
- On a observé des impacts des changements climatiques, par exemple, deux années d'inondation ont été suivies d'un faible débit de la rivière entre 2018 et 2020. On a déterminé que l'esturgeon est très vulnérable au réchauffement de la température de l'eau associé aux changements climatiques aux États-Unis, et il est recommandé d'inclure des données environnementales dans l'élaboration des futures évaluations.

## RENSEIGNEMENTS DE BASE

Une pêche commerciale de l'esturgeon noir est pratiquée dans la rivière Saint-Jean (RSJ) depuis la fin des années 1800, mais la première évaluation de la durabilité des prélèvements d'esturgeon a eu lieu en 2009. Après avoir examiné le total des prélèvements par la pêche commerciale et d'autres sources de mortalité, Pêches et Océans Canada (MPO) a établi un total autorisé des captures maximum de 350 poissons (175 femelles et 175 mâles) annuellement; ce nombre repose sur les données sur les débarquements de la pêche commerciale et les données biologiques recueillies de façon opportuniste (MPO 2009).

Le Comité sur la situation des espèces en péril a désigné l'unité désignable d'esturgeon noir de la région des Maritimes (y compris la population de la RSJ) comme une espèce menacée et étudie son inscription en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (COSEPAC 2013). La région des Maritimes du MPO a demandé un avis scientifique sur l'état de la population reproductrice de la RSJ afin d'améliorer et d'orienter les décisions de gestion des pêches. La présente évaluation vise trois objectifs :

- fournir une estimation de l'actuelle biomasse du stock reproducteur, ainsi qu'un avis sur les points de référence appropriés;
- fournir un avis sur la pertinence du quota commercial actuel de 350 poissons (175 mâles et 175 femelles) par rapport à l'estimation de la biomasse du stock reproducteur;
- formuler un avis quant au caractère utile et approprié de l'actuelle fermeture annuelle de la pêche (pendant le mois de juin) visant à protéger les adultes reproducteurs – autrement dit, cette fermeture apporte-t-elle des bénéfices, sa durée est-elle appropriée et le moment choisi est-il opportun?

Les évaluations antérieures de la population d'esturgeons noirs de la rivière Saint-Jean à l'appui d'un avis d'exportation non préjudiciable délivré en vertu de la CITES et d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) étaient fondées principalement sur une évaluation de la structure par taille/âge de la population. L'ERP (MPO 2013) a conclu que la population comptait au moins 20 classes d'âge et que la récolte actuelle était durable à court terme (5 ans). Une

évaluation récente de la population, à l'aide des données annuelles tirées des retours d'étiquettes et sur la longueur des poissons provenant de la pêche commerciale dans la RSJ, a conclu que l'abondance de la population est maintenant près des niveaux vierges et que la pêche est durable aux niveaux de récolte actuels (Dadswell *et al.* 2017).

La compréhension de la structure du stock (p. ex. structure générale par taille) n'a pas changé depuis la dernière évaluation. Cependant, afin de répondre aux questions actuelles et futures de la gestion des pêches, des efforts ont été déployés pour élaborer et appliquer un modèle de population. Un modèle structuré par âge et à deux sexes a été élaboré à l'aide du logiciel Stock Synthesis 3 (SS3, version 3.30.15) et des données sur les débarquements commerciaux, les prises et l'échantillonnage biologique de la rivière Saint-Jean (RSJ) et de la baie de Fundy (BF). Les extrants du modèle ont été comparés à ceux d'un modèle de récupération d'étiquettes de Brownie.

### Biologie de l'espèce

L'esturgeon noir, *Acipenser oxyrinchus*, est présent dans les grandes rivières et les milieux côtiers de la côte est du Labrador, au Canada, jusqu'en Floride, aux États-Unis. La rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick (RSJ), est l'une des deux rivières canadiennes abritant une population reproductrice.

L'esturgeon noir est anadrome et les adultes migrent dans la RSJ avant la fraie de la mi-mai au mois d'août. Ni les frayères historiques (avant la construction du barrage de Mactaquac en 1968), ni les frayères actuelles de l'esturgeon noir n'ont été documentées dans la RSJ. La capture à la fin du mois de juillet 2011 de larves munies de leur sac vitellin et de larves exogènes qui se nourrissent donne à penser qu'il pourrait y avoir une frayère près de Burton, au N.-B. (Kilomètre 106 de la rivière), la fraie ayant eu lieu entre la mi-juin et la mi-juillet (Taylor et Litvak 2017).

La migration est une caractéristique de l'esturgeon noir, des stades larvaires aux stades juvéniles et adultes. Les jeunes esturgeons de l'année passent probablement leur premier hiver en eau douce, puis ils se déplacent en aval vers une eau plus salée au printemps suivant. Les juvéniles migrent de façon saisonnière dans la partie estuarienne des rivières, passant dans des aires d'hivernage profondes en hiver et en amont au printemps. Ils quittent leur estuaire natal généralement entre 2 et 6 ans et à des longueurs de 80 à 120 cm pour amorcer une migration d'alimentation côtière. Ils pénètrent également dans les zones estuariennes de rivières autres que leur rivière natale et se nourrissent pendant l'été et l'automne; certains d'entre eux y restent tout l'hiver.

L'été, les regroupements d'esturgeons adultes et juvéniles sont fréquents dans les bassins du cours inférieur de la rivière Saint-Jean, de Cumberland et Minas, ainsi qu'ailleurs dans la baie de Fundy (p. ex. dans la baie St Mary's, en Nouvelle-Écosse) et dans les régions côtières de l'Atlantique de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du golfe du Saint-Laurent (MPO 2013). Les esturgeons adultes se regroupent dans les parties plus profondes de la baie de Fundy en hiver (Taylor *et al.* 2016, Beardsall *et al.* 2016).

L'âge à la maturité de l'esturgeon noir varie, les populations du nord atteignant la maturité à un âge plus avancé que les populations du sud et les mâles devenant matures avant les femelles. L'esturgeon de la RSJ parvient probablement à maturité à un âge semblable à celui de la population du fleuve Saint-Laurent : entre 16 et 24 ans pour les mâles et entre 17 et 28 ans pour les femelles (MPO 2013; Bradford *et al.* 2016). Dans la population de la RSJ, les femelles

et les mâles reviennent dans la rivière tous les 1 à 6 ans (Dadswell *et al.* 2017, Tsitrin *et al.* 2021).

## La pêche

La pêche commerciale de l'esturgeon dans la rivière Saint-Jean a commencé en 1880 avec des prélèvements de 712 tonnes sur sept ans. Les débarquements moyens déclarés depuis la reprise de la pêche en 1897 ont été inférieurs à 9 t, sauf pendant une brève période dans les années 1980, où ils ont culminé à 41 t. Deux mesures utilisées pour gérer la pêche commerciale moderne de l'esturgeon, qui sont évaluées ici, sont un total autorisé des captures (TAC), annuel, de 350 poissons (175 mâles et 175 femelles) et une saison fermée en juin. D'autres mesures de gestion sont en place : une limite de taille minimale de 130 cm de longueur totale (LT) et un maillage minimal de 33 cm. En raison de la mise en œuvre d'une politique de permis de pêche à accès fermé au milieu des années 1980, le nombre de permis autorisés à pêcher dans la rivière Saint-Jean est tombé à deux, pour un maximum de 11 filets maillants fixes (610 m).

Les débarquements d'esturgeons de l'extérieur de la RSJ dans la baie de Fundy (BF) étaient < 1 t la plupart des années de 1880 à 1956. Les débarquements de 1957 à 2000 ont atteint une moyenne de 5 t, avec un pic de 18 t en 1985. La conservation de l'esturgeon dans d'autres pêches est interdite depuis 2000.

## ÉVALUATION

### Estimation de la biomasse du stock reproducteur actuelle et des points de référence

Les débarquements commerciaux historiques d'esturgeon ont été tirés de Bradford *et al.* 2016; figure 2). Les données sur la composition de la pêche dans la rivière Saint-Jean ont été extraites de Dadswell *et al.* (2016). Nous avons utilisé les données sur la structure par âge et taille, présentées dans Dadswell *et al.* (2016), pour estimer la sélectivité des prises dans la BF.

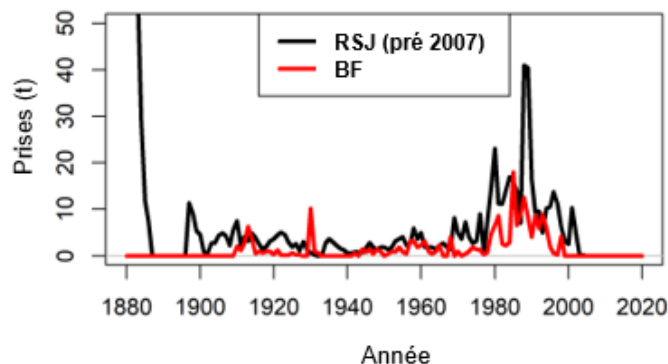


Figure 2. Débarquements historiques d'esturgeon (avant 2007, en tonnes) pour l'évaluation. Tous les débarquements effectués avant 1890 étaient supérieurs à 50 t. Les valeurs sont indiquées dans le tableau 4 de Bradford *et al.* (2016).

Un indice de l'abondance a été dérivé des données sur les prises dans la pêche de 2009 à 2020 (capture par unité d'effort en nombre de poissons capturés par jour par filet) et normalisé par année, mois et débit de la rivière (mesuré par le débit d'eau à la centrale de Mactaquac) comme covariables.

La série des CPUE observées, calculée en moyennes géométriques annuelles, a révélé un déclin sensible de 2009 à 2012 (figure 3). Au milieu de la série (de 2011 à 2018), les valeurs observées étaient relativement stables, sinon légèrement en hausse, mais affichent une légère baisse depuis 2018.

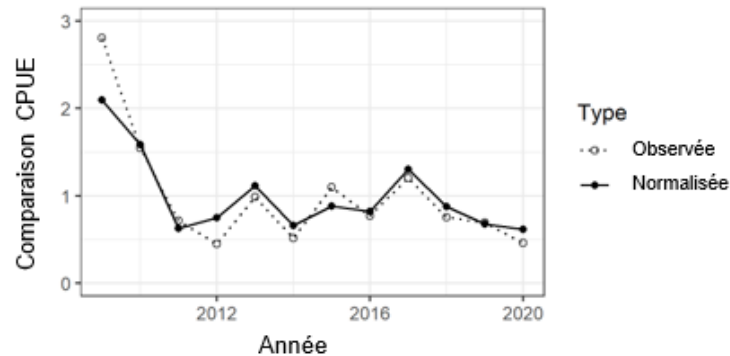


Figure 3. Comparaison de la CPUE observée et normalisée par mois, jour et débit de la rivière. Chaque série a été calculée comme une moyenne géométrique annuelle, puis remise à l'échelle pour donner une moyenne de 1.

Les paramètres de croissance, de mortalité naturelle et de maturité ont été fixés dans le modèle SS3, à partir de valeurs tirées d'études récentes dans le bassin Minas (tableau 1). Le coefficient de variation de la longueur selon l'âge a été fixé à 0,1. La mortalité naturelle (M) a été estimée à l'aide des paramètres de croissance. Les estimations de M à l'aide de l'âge maximal (2015) sont la méthode de prédilection, mais elles étaient élevées ( $M=0,13$  et  $0,16$  pour les femelles et les mâles, respectivement) par rapport à celles des estimateurs plus anciens et aux estimations antérieures de M pour le stock de la rivière Saint-Jean (Dadswell *et al.* 2017), et considérées comme moins plausibles compte tenu du cycle biologique du stock.

Tableau 1. Paramètres biologiques de l'esturgeon noir de la rivière Saint-Jean. Les paramètres de longueur sont exprimés en longueur totale (cm) et les paramètres de poids, en poids brut (kg).

Paramètre	Femelles	Mâles	Source
Linf (cm) de von Bertalanffy	264	230	Stewart <i>et al.</i> (2015)
K (année <sup>-1</sup> ) de von Bertalanffy	0,04	0,06	Stewart <i>et al.</i> (2015)
t <sub>0</sub> (année) de von Bertalanffy	-0,94	-0,60	Stewart <i>et al.</i> (2015)
Longueur-poids a (coefficient)	2e-5	2e-5	Dadswell <i>et al.</i> (2017)
Longueur-poids b (exposant)	2,72	2,72	Dadswell <i>et al.</i> (2017)
Longueur à 50 % de maturité (cm)	175	160	Comparaison visuelle de la composition selon la longueur
Longueur à 5% de maturité (cm)	160	140	Stewart <i>et al.</i> (2015)
Mortalité naturelle (année <sup>-1</sup> )	0,06	0,09	Then <i>et al.</i> (2015) à l'aide des paramètres de croissance

La pente est un paramètre (avec une fourchette de 0,2 à 1,0) de la relation stock-recrue de Beverton-Holt qui décrit la résilience de la population et le taux de rétablissement lorsque le stock est à de très faibles niveaux. Une valeur de 0,6 a été choisie en raison de la maturité tardive et de la périodicité de la fraie de l'esturgeon noir. Le recrutement annuel (âge 0) a été calculé à l'aide de la relation stock-recrue interne au modèle. Aucun écart de recrutement n'a été estimé dans l'évaluation. Le sex ratio des recrues était fixé à 50 % de femelles.

### Structure du modèle

Des flottilles de pêche distinctes pour les prises dans la RSJ et la BF ont été modélisées dans le SS3. Pour tenir compte des prises historiques en poids avant 2007 et des prises modernes (en nombre) après 2007, nous avons divisé la pêche dans la RSJ en deux flottilles avec des paramètres de sélectivité communs. Nous avons utilisé la composition par longueur et sexe des prélèvements pour la pêche dans la rivière Saint-Jean, ainsi que la composition déséexée par longueur et par âge indiquée dans Dadswell *et al.* (2016) pour la pêche dans la BF, ce qui donne une sélectivité sexospécifique pour la flottille de la RSJ et une sélectivité unisexe pour la flottille de la BF. La sélectivité de la pêche dans la RSJ a été modélisée comme une courbe logistique et la pêche dans la BF comme une courbe en forme de dôme.

La CPUE de la pêche dans la RSJ a été spécifiée comme un indice du nombre de reproducteurs femelles. La mortalité par pêche (F) a été estimée dans SS3 selon la méthode hybride, qui calcule F de façon à ce que les prises prévues correspondent aux valeurs observées. Une contrainte a été imposée à F de sorte qu'elle ne pouvait pas dépasser 3, soit un taux de récolte annuel maximal d'environ 0,94. Le modèle a été exécuté en utilisant la série chronologique complète des prises jusqu'en 1880, lorsque le stock était présumé non exploité. La valeur de F du stock était probablement élevée compte tenu de l'épuisement rapide dans les premières années de la pêche dans la RSJ, qui a sans doute récolté la partie exploitable du stock (Bradford *et al.* 2016, Dadswell *et al.* 2017). Nous avons donc mené des analyses de sensibilité avec d'autres valeurs de F max de 1 et 6, correspondant à des taux de récolte de 0,62 et 0,99, respectivement, pour évaluer l'importance de cette contrainte.

Le modèle SS3 se compose de deux éléments principaux : l'estimation (en utilisant le maximum de vraisemblance) pour la reconstitution historique du stock et la prévision visant à produire des projections à court terme du stock à partir d'un calendrier des prises ou de la mortalité par pêche pour le proche avenir. Une configuration distincte du SS3 a été générée pour permettre explicitement de tester le TAC de 175-175. Une analyse de sensibilité supplémentaire a modélisé la sélectivité en forme de dôme pour la pêche au filet maillant dans la RSJ. En plus de supposer que 60 % des prises historiques dans la BF proviennent du stock de la RSJ, les analyses de sensibilité ont également exploré des scénarios avec 30 % et 90 % des prises dans la BF originaires de la RSJ.

Pour évaluer l'incertitude par rapport aux valeurs de la pente, un profil de probabilité a été généré en comparant la biomasse et F avec des valeurs de 0,45 à 0,85. Plusieurs autres diagnostics ont été utilisés, en particulier un profil de probabilité pour le paramètre du recrutement non exploité et une analyse rétrospective pour évaluer la cohérence des estimations du modèle en supprimant les données récentes.

### Points de référence

L'état du stock a été évalué en estimant F et la BSR par rapport aux points de référence. La valeur de F sommaire a été définie comme F calculée à la valeur apicale pour la pêche dans la RSJ dans le modèle. Pour les modèles avec une sélectivité logistique dans la RSJ, elle

correspondait à l'âge maximum de 60 ans et pour le modèle exécuté avec une sélectivité en dôme dans la RSJ, jusqu'à un âge maximum de 40 ans.

Sans information sur la pente, les points de référence qui utilisent la relation stock-recrue, comme le RMD (rendement maximal durable), ne conviennent pas toujours. D'autres indicateurs pour la mortalité par pêche,  $F_{0,1}$ , la mortalité à laquelle la variation du rendement par recrue est de 10 % de celle à  $F = 0$ , et  $F_X\%$ , la mortalité qui réduit le ratio du potentiel de reproduction (RPR, biomasse mature produite par recrue) à X % de la biomasse reproductrice par recrue produite lorsque la mortalité par pêche = 0, ont été indiqués comme points de référence potentiels pour la mortalité par pêche. Une plage de valeurs du RPR de X = 20, 30, 40, 50 et 60 % a été calculée, un seuil plus élevé du RPR reflétant une plus grande précaution sur le plan de la conservation. Ces points de référence se rapportent à la valeur de F sommaire.

La biomasse reproductrice au RMD ( $BSR_{RMD}$ ), ou peut-être un scalaire qui en serait dérivé, est présentée provisoirement comme point de référence de la biomasse. Les valeurs de  $BSR_{RMD}$  varient d'un modèle à l'autre en fonction de la valeur du recrutement non exploité et de la pente, mais on pourrait utiliser le ratio  $BSR/BSR_{RMD}$  en 2020 comme déterminant de l'état, car il peut être robuste d'un modèle à l'autre. Les points de référence ont été calculés à l'interne dans le SS3 pendant la phase de prévision. Nous avons utilisé le taux moyen de mortalité par pêche de 2018 à 2020 comme  $F_{seuil}$  pour l'état du stock (par rapport aux points de référence de F), et la BSR de 2020 comme seuil de la biomasse.

#### Ajustement et diagnostics du modèle

Le modèle de référence a estimé que la biomasse reproductrice femelle non exploitée ( $BSR_0$ ) était de 347 t en 1879 (figure 4). Le stock a été rapidement épuisé avec les premières prises dans les années 1880, la mortalité par pêche pour la RSJ ayant atteint le maximum de 3 en 1883. La pêche a été fermée peu après. Le stock n'a pas été pêché jusqu'à l'extinction parce que la sélectivité de la pêche était limitée à un sous-ensemble de la composante reproductrice. Les composantes des juvéniles et des jeunes géniteurs du stock qui étaient invulnérables ou seulement partiellement vulnérables à la pêche ont persisté et ont contribué au rétablissement du stock, qui s'est poursuivi jusque dans les années 1910, mais s'est stabilisé dans les années 1920, avec la poursuite de la pêche dans la RSJ et le début des prises dans la BF. Entre les années 1920 et 1980, le stock a continué d'augmenter, mais plus lentement qu'à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle et au début du XX<sup>e</sup> siècle. La valeur de F était à nouveau plus élevée dans les années 1980, coïncidant avec des prélèvements importants dans la BF. Depuis 2007, au début de la pêche moderne, la taille du stock a diminué, mais à un rythme plus lent que celui qui avait été estimé par le passé. Le stock est demeuré au-dessus de la  $BSR_{RMD}$  depuis la fin du XIX<sup>e</sup> siècle (figure 4).



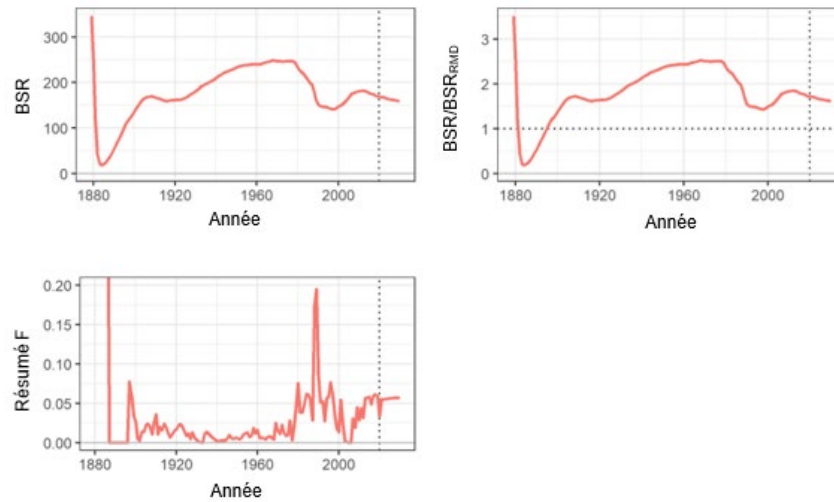


Figure 4. Estimations de la biomasse du stock reproducteur ( $BSR$ ) (en haut à gauche), de  $BSR/BSR_{RMD}$  (en haut à droite) et de la mortalité par pêche ( $F$ ) (en bas à gauche) par le modèle de référence. Tous les taux de mortalité par pêche ( $F$ ) les années avant 1886 sont supérieurs à 0,20. La ligne verticale en pointillés indique l'année 2020. Les valeurs après 2020 sont les valeurs prévues pour la mise en œuvre du total autorisé des captures ( $TAC$ ) actuel.

La sélectivité totale de la pêche dans la RSJ a été estimée à 200 cm et 180 cm pour les femelles et les mâles, respectivement, ce qui correspond à environ 35 et 25 ans, en utilisant la longueur moyenne selon l'âge (figure 5). La courbe de sélectivité était plus haute que la courbe de maturité selon la longueur. La pêche dans la BF a capturé des poissons plus petits, immatures, avec un pic de sélectivité en forme de dôme à 150 cm (18 ans).

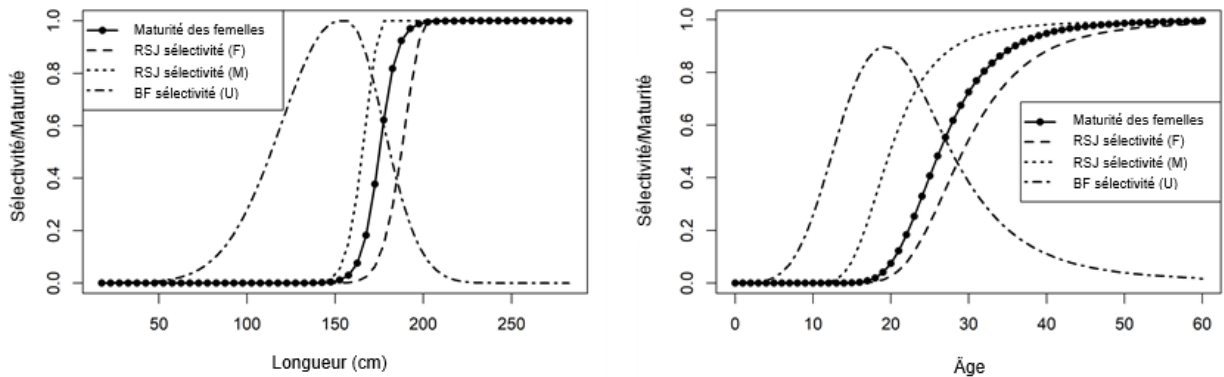


Figure 5. Estimations de la sélectivité par le modèle de référence (présentées avec la maturité des femelles à des fins de comparaison). La sélectivité a été modélisée principalement en fonction de la longueur (à gauche) et du calendrier des âges correspondant (à droite).

Lorsque la sélectivité en forme de dôme a été estimée pour la pêche dans la RSJ, l'estimation de la  $BSR$  et de  $BSR/BSR_{RMD}$  était plus élevée que celle du modèle de référence pour une grande partie de la série chronologique (figure 6).

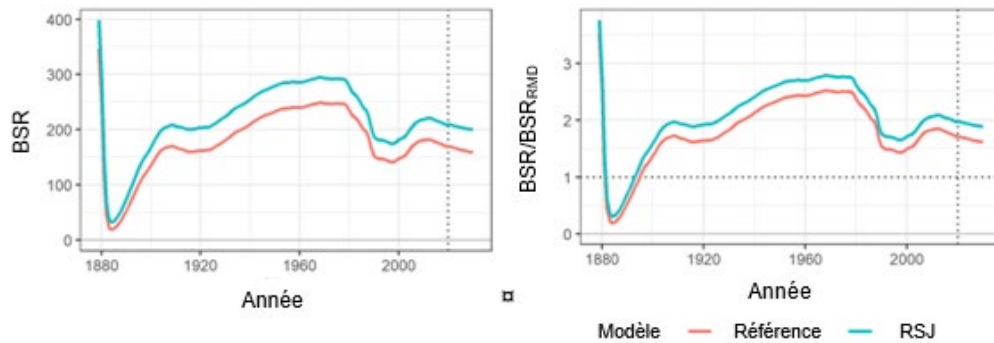


Figure 6. Estimations de la biomasse du stock reproducteur ( $BSR$ ) et de  $BSR/BSR_{RMD}$  entre le modèle de référence (sélectivité logistiquie dans la pêche dans la rivière Saint-Jean [RSJ]; panneau de gauche) et le modèle avec sélectivité en forme de dôme dans la pêche dans la RSJ (panneau de droite).

La vraisemblance profilée pour la pente ( $h$ ) indiquait que des valeurs plus faibles étaient préférables, avec un minimum à  $h = 0,30$ ; cependant, de telles valeurs faibles sous-entendent peu ou pas de dépendance à la densité dans la population et qu'aucune mortalité par pêche ne peut être durable. En d'autres termes, la  $BSR_{RMD}$  se rapproche de  $BSR_0$  lorsque la pente est proche de 0,2. Une telle valeur signifie également que la  $BSR$  récente est semblable à celle des années 1880, malgré des prises nettement plus faibles. Pour les comparaisons avec le modèle de référence et d'autres ajustements de la sensibilité, nous avons utilisé une plage de valeurs plus plausibles entre 0,45 et 0,85. À mesure que la valeur de la pente utilisée dans le modèle augmentait, la biomasse actuelle devenait plus optimiste. La biomasse non exploitée demeurait inchangée, puisqu'elle dépend de la valeur maximale de  $F$ , bien que la biomasse au RMD diminue avec une pente plus forte (figure 7).

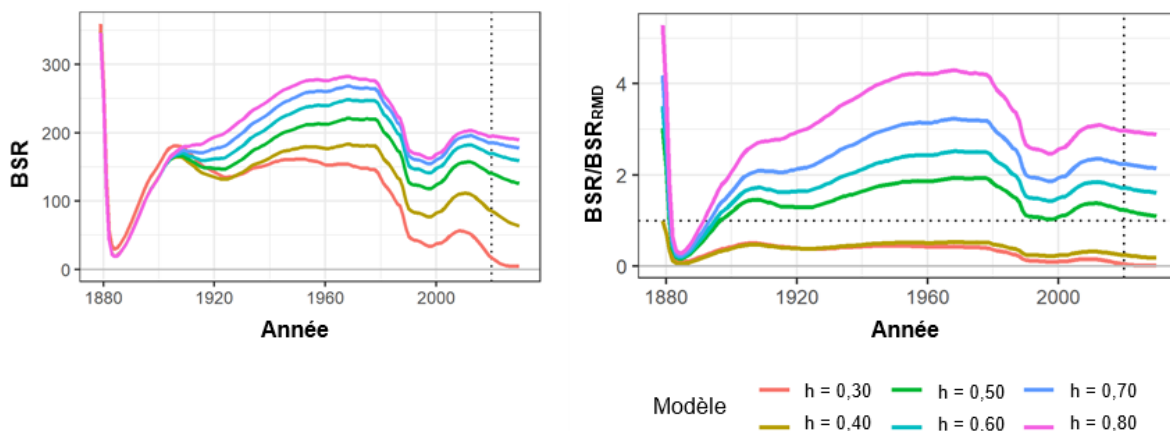


Figure 7. Estimations de la biomasse du stock reproducteur ( $BSR$ ) (à gauche) et de  $BSR/BSR_{RMD}$  (à droite) dans le profil de la pente. Le modèle de référence est le modèle où  $h = 0,6$ .

Le modèle de référence a généralement donné de bons ajustements avec la composition par longueur des femelles dans la RSJ, bien qu'il prédise une abondance plus élevée de grands poissons que l'on ne voit qu'occasionnellement dans les données (p. ex. 2015 et 2016; figure 8). En revanche, pour la composition par longueur des mâles dans la RSJ, les ajustements étaient moins bons. Le mode de la distribution prévue correspondait souvent aux observations, bien que le mode de la distribution observée ait souvent changé au fil du temps

(figure 9). Comme l'échantillon de la composition par longueur dans la BF était plus grand que pour les données sur l'âge, le modèle a beaucoup mieux ajusté les longueurs (figure 10).

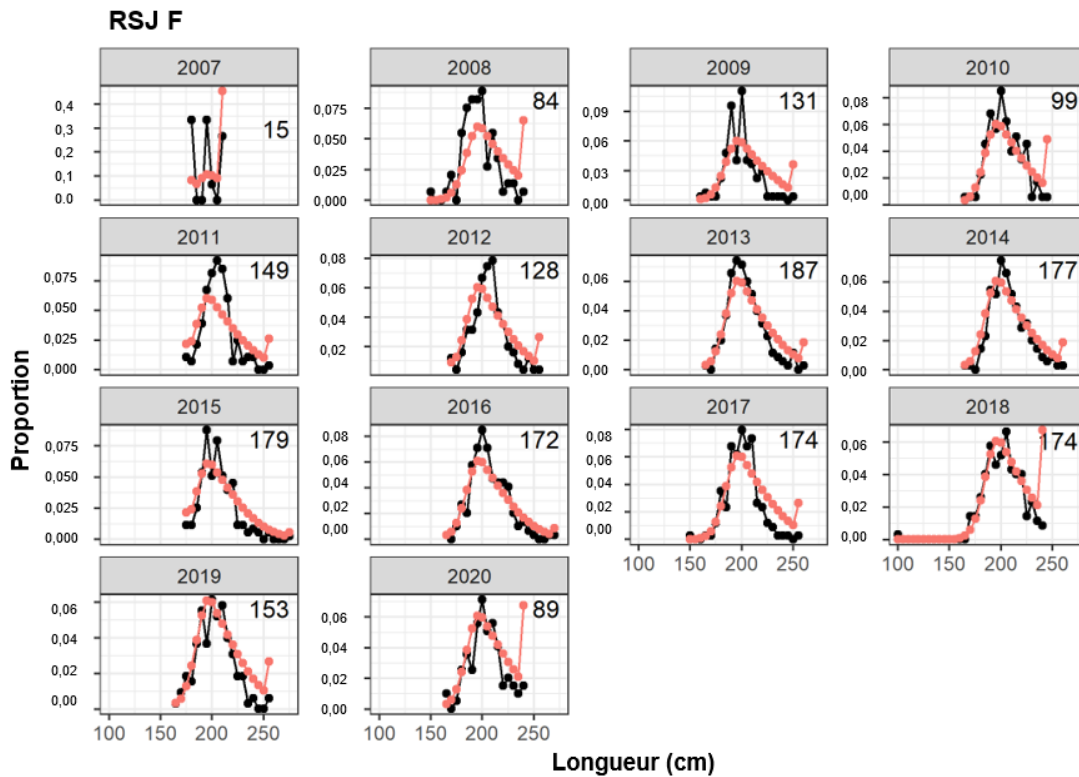


Figure 8. Composition par longueur observée (en noir) et prédite (en orange) des femelles récoltées dans la pêche de la rivière Saint-Jean (RSJ) dans le modèle de référence. Les nombres dans l'angle supérieur droit de chaque graphique indiquent la taille de l'échantillon.

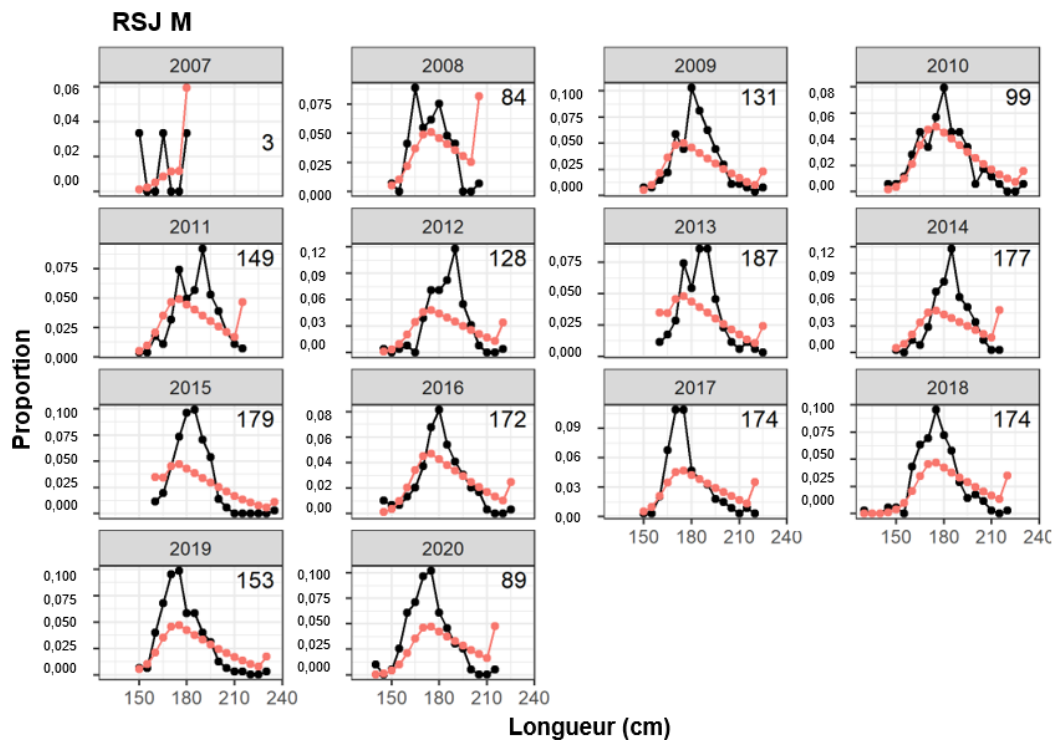


Figure 9. Composition par longueur observée (en noir) et prédite (en orange) des mâles récoltés dans la pêche de la rivière Saint-Jean (RSJ) dans le modèle de référence. Les nombres dans l'angle supérieur droit de chaque graphique indiquent la taille de l'échantillon.

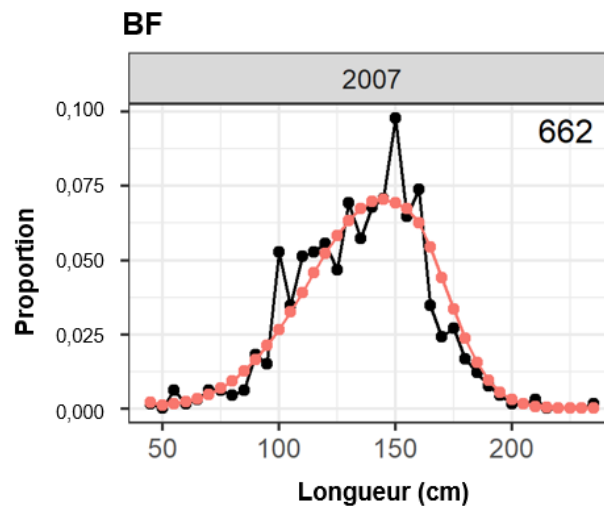


Figure 10. Composition par longueur observée (en noir) et prédite (en orange) dans la pêche dans la baie de Fundy. Le nombre dans l'angle supérieur droit de chaque graphique indique la taille de l'échantillon.

L'indice de la CPUE prévu par le modèle était stable par rapport à la série normalisée (figure 11). La variation de l'estimation du nombre de reproducteurs entre 2009 et 2020 était relativement plus faible que celle des CPUE normalisées (figures 3, 11). En particulier, la tendance à la baisse des valeurs normalisées entre 2009 et 2011 ne s'est pas reflétée dans l'indice prévu.

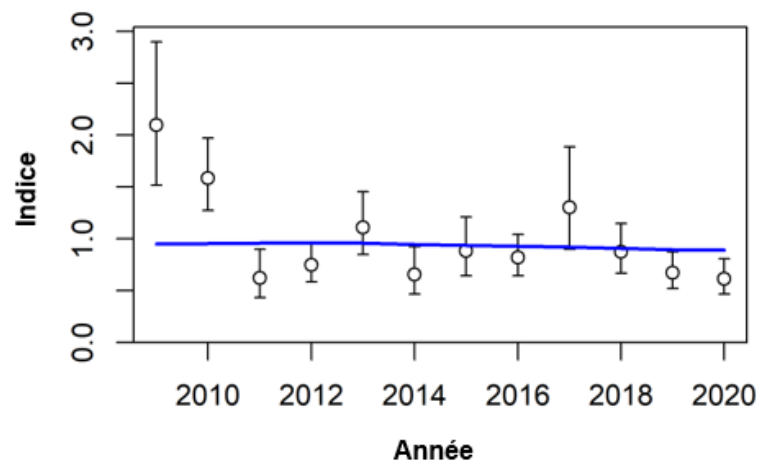


Figure 11. Indice prévu (en bleu) par rapport à l'indice normalisé de la capture par unité d'effort (CPUE; points blancs avec des barres d'erreur) dans le modèle de référence.

Une analyse rétrospective n'a révélé aucun problème pathologique majeur. Le retrait des données (de 2014 à 2019) n'a pas entraîné de changement important dans les valeurs historiques de la BSR et de F (figure 12). Le rho de Mohn pour la BSR estimée était inférieur à 0,01.

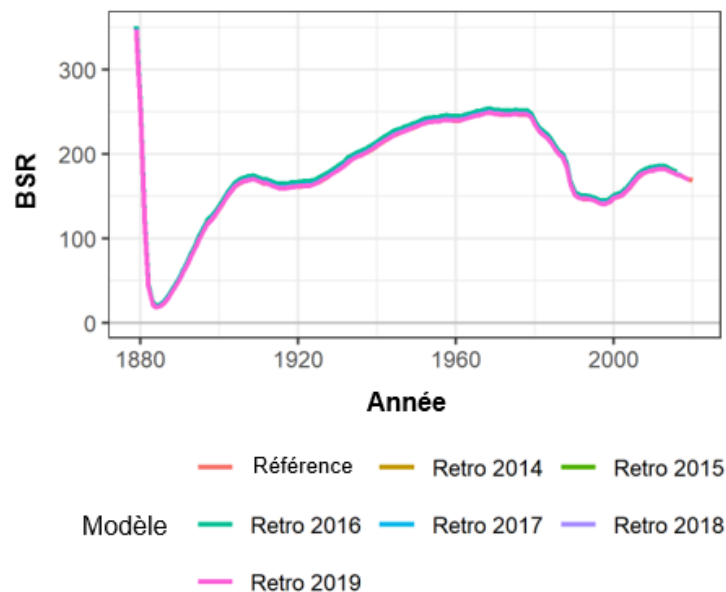


Figure 12. Analyse rétrospective du modèle de référence lorsque des années supplémentaires de données sont supprimées.

Le tableau 2 récapitule les scénarios de sensibilité et leurs effets sur les extrants du modèle par rapport au modèle de référence. Presque tous les modèles examinés ici ont montré que le stock était supérieur à la  $BSR_{RMD}$  en 2020 et qu'il le demeurerait avec le TAC actuel. Ce n'est que dans les scénarios de pente faible ( $h = 0,45$  et moins) que le stock serait inférieur à la  $BSR_{RMD}$ . Essentiellement, le stock est supérieur à la  $BSR_{RMD}$  puisque les prises actuelles sont inférieures à celles des premières années de la pêche.

Tableau 2. Description des diverses configurations de modèle évaluées et de leurs effets sur la reconstitution historique et la  $BSR_{RMD}$  par rapport au modèle de référence.

Nom	Description	Effet par rapport au modèle de référence
Modèle de référence	F maximale = 3, pente = 0,6; 60 % des prises de la baie de Fundy (BF) proviennent de la RSJ, F apicale identique entre les sexes.	–
F max. = x	Fixer F maximale à 1 ou 6.	La taille du stock non exploité, la $BSR_{RMD}$ et la taille actuelle du stock diminuent à mesure que la valeur de F maximale augmente.
FDS (flottille distincte par sexe)	Fixer le sex-ratio historique des prises (avant 2007) à 60 % de femelles, F apicale indépendante par sexe.	La taille du stock non exploité, la $BSR_{RMD}$ et la taille actuelle du stock augmentent.
Sélectivité en forme de dôme dans la RSJ	Estimer la sélectivité en forme de dôme pour la pêche dans la RSJ.	La taille du stock non exploité, la $BSR_{RMD}$ et la taille actuelle du stock augmentent.
X % BF	Supposer que X % des prises dans la BF proviennent de la RSJ.	La taille du stock non exploité et la $BSR_{RMD}$ ne changent pas, mais la taille actuelle du stock diminue à mesure que X % augmente.
h du profil = x	Utiliser d'autres valeurs de la pente, où h = 0,45, 0,50, ..., 0,85 (tranches de 0,05).	La taille du stock non exploité ne change pas, mais la $BSR_{RMD}$ et la taille actuelle du stock diminuent à mesure que la pente augmente.

Les points de référence provisoires de la mortalité par pêche sont présentés dans le tableau 3. Le ratio du potentiel de reproduction (RPR) ne varie pas entre les modèles dont les estimations de la sélectivité sont très semblables. Tous les modèles ont utilisé les mêmes valeurs des paramètres biologiques des femelles et les calculs ne dépendent pas de la pente.

Tableau 3. Valeurs des points de référence biologiques de la mortalité par pêche.

Point de référence	Valeur
F <sub>0,1</sub> (FDS)	0,13
F <sub>0,1</sub> (dôme)	0,15
F <sub>0,1</sub> (autre)	0,10
F <sub>20 %</sub> (dôme)	0,23
F <sub>30 %</sub> (dôme)	0,12
F <sub>40 %</sub> (dôme)	0,08
F <sub>50 %</sub> (dôme)	0,05
F <sub>60 %</sub> (dôme)	0,03
F <sub>20 %</sub> (autre)	0,27
F <sub>30 %</sub> (autre)	0,15
F <sub>40 %</sub> (autre)	0,09
F <sub>50 %</sub> (autre)	0,06
F <sub>60 %</sub> (autre)	0,04

L'état potentiel du stock pour le taux d'exploitation est présenté comme l'estimation de F en 2020 par rapport à F<sub>0,1</sub> et à F<sub>50 %</sub> (tableau 4). Le point de référence provisoire de la biomasse

$BSR_{RMD}$  augmentait à mesure que la taille du stock non exploité augmentait et diminuait lorsque la valeur de la pente utilisée dans le modèle augmentait. Tous les scénarios ont montré que  $F_{seuil}/F_{50\%} < 1$  et  $F_{seuil}/F_{0,1} < 1$ . De même,  $BSR/BSR_{RMD} > 1$  en 2020 dans tous les scénarios, sauf lorsque la pente = 0,45.

Tableau 4. Estimations de la biomasse reproductrice et de la mortalité par pêche en 2020, ainsi que des valeurs prévues en 2030 avec le total autorisé des captures (TAC) actuel, dans la série de modèles de Stock Synthesis.

Modèle	$BSR_0$	$BSR_{RMD}$	$BSR_{2020}$	$BSR_{2020} /$ $BSR_{RMD}$	$F_{2020}$	$F_{2020} /$ $F_{50\%}$	$F_{2020} /$ $F_{0,1}$	$BSR_{2030}$	$BSR_{2030} /$ $BSR_{RMD}$	$F_{2030}$	$F_{2030} /$ $F_{50\%}$	$F_{2030} /$ $F_{0,1}$
Modèle de référence	347	99	169	1,72	0,03	0,57	0,34	159	1,61	0,06	0,95	0,57
F max. = 1	415	118	242	2,05	0,02	0,38	0,23	233	1,97	0,04	0,65	0,39
F max. = 6	327	93	148	1,58	0,04	0,65	0,39	137	1,47	0,07	1,10	0,66
FDS	430	132	276	2,10	0,02	0,28	0,17	263	1,99	0,03	0,57	0,34
RSJ – Dôme	398	106	209	2,09	0,04	0,80	0,27	200	1,89	0,07	1,40	0,47
30 % BF	349	99	186	1,88	0,03	0,52	0,31	174	1,75	0,05	0,87	0,52
90 % BF	347	99	154	1,56	0,04	0,62	0,37	146	1,48	0,06	1,03	0,62
h du profil = 0,45	347	122	117	0,96	0,05	0,83	0,5	99	0,81	0,09	1,50	0,90
h du profil = 0,5	347	114	140	1,23	0,04	0,68	0,41	126	1,10	0,07	1,20	0,72
h du profil = 0,55	347	106	157	1,48	0,04	0,62	0,37	145	1,36	0,06	1,03	0,62
h du profil = 0,6	347	99	169	1,72	0,03	0,57	0,34	159	1,61	0,06	0,95	0,57
h du profil = 0,65	347	91	178	1,96	0,03	0,53	0,32	170	1,87	0,05	0,90	0,54
h du profil = 0,7	347	83	185	2,23	0,03	0,52	0,31	178	2,15	0,05	0,85	0,51
h du profil = 0,75	347	75	191	2,55	0,03	0,50	0,3	185	2,47	0,05	0,82	0,49
h du profil = 0,8	347	66	195	2,97	0,03	0,48	0,29	190	2,89	0,05	0,80	0,48
h du profil = 0,85	347	56	198	3,53	0,03	0,48	0,29	194	3,47	0,05	0,78	0,47

Le tableau 5 présente des comparaisons du seuil de F par rapport à d'autres points de référence. La projection a mis en œuvre une approximation du TAC actuel de 175-175 de 2021 à 2030. Comparativement à 2020, la mortalité par pêche augmente et la biomasse reproductrice diminue, respectivement, dans tous les modèles, le rapport de la variation étant plus important lorsque la taille du stock non exploité est plus petite et la pente est plus faible. En 2030, le rapport  $F/F_{0,1}$  prévu  $< 1$  dans tous les cas, mais  $F/F_{50\%} > 1$  dans les scénarios de pente faible ( $h < 0,6$ ) et F max.= 6. Pour la biomasse, le rapport  $BSR/BSR_{RMD}$  demeure supérieur à un, sauf dans le scénario de pente faible ( $h = 0,45$  et vraisemblablement les valeurs inférieures).

Tableau 5. Estimations de référence de la mortalité par pêche par rapport à trois points de référence du ratio du potentiel de reproduction.

Modèle	F <sub>seuil</sub>	F <sub>seuil</sub> / F <sub>40 %</sub>	F <sub>seuil</sub> / F <sub>50 %</sub>	F <sub>seuil</sub> / F <sub>60 %</sub>
Modèle de référence	0,051	0,53	0,86	1,25
F max. = 1	0,036	0,37	0,59	0,87
F max. = 6	0,059	0,61	0,98	1,44
FDS	0,027	0,27	0,44	0,65
RSJ – Dôme	0,037	0,38	0,61	0,89
30 % BF	0,047	0,48	0,78	1,14
90 % BF	0,057	0,58	0,94	1,38
h du profil = 0,45	0,075	0,77	1,24	1,82
h du profil = 0,5	0,062	0,64	1,03	1,51
h du profil = 0,55	0,056	0,57	0,93	1,36
h du profil = 0,6	0,051	0,53	0,86	1,25
h du profil = 0,65	0,049	0,50	0,81	1,19
h du profil = 0,7	0,047	0,48	0,78	1,15
h du profil = 0,75	0,046	0,47	0,76	1,11
h du profil = 0,8	0,044	0,46	0,74	1,08
h du profil = 0,85	0,043	0,45	0,73	1,07

#### Facteurs considérés par le COSEPAC

Les changements historiques de l'abondance de l'esturgeon de la RSJ ont été estimés à partir des extraits du logiciel SS3, en fonction d'une durée de génération moyenne de 43 ans. La variation de l'abondance sur trois générations a été calculée comme le ratio du nombre de reproducteurs (NR) en 2020 par rapport à celui de 1891. En 1891, le stock était près de son plus bas niveau, après les prises élevées des années 1880. Le stock est plus abondant aujourd'hui, ce qui donne des ratios d'épuisement > 1 (tableau 6). Le ratio augmente lorsque la pente, F maximale ou le pourcentage des prises dans la BF provenant de la RSJ augmente.



## Évaluation de la population reproductrice d'esturgeons noirs de la rivière Saint-Jean

### Région des Maritimes

Tableau 6. Estimations des nombres historiques (en 1891) et actuels (en 2020) de reproducteurs (femelles, mâles et les deux) dans la série de modèles de Stock Synthesis.

Modèle	RN <sub>2020</sub> – Femelles	RN <sub>1891</sub> – Femelles	Ratio – Femelles	RN <sub>2020</sub> – Mâles	RN <sub>1891</sub> – Mâles	Ratio – Mâles	RN <sub>2020</sub> – Total	RN <sub>1891</sub> – Total	Ratio – Total
Modèle de référence	4 113	1 815	2,27	2 506	1 385	1,81	6 619	3 200	2,07
F max. = 1	5 751	3 370	1,71	3 487	2 353	1,48	9 238	5 724	1,61
F max. = 6	3 622	1 395	2,60	2 205	1 116	1,98	5 827	2 511	2,32
FDS	6 472	4 434	1,46	3 579	1 785	2,01	10 051	6 219	1,62
RSJ – Dôme	4 997	2 450	2,04	3 205	1 876	1,71	8 202	4 326	1,90
30 % BF	5 751	3 370	1,71	3 487	2 353	1,48	9 238	5 724	1,61
90 % BF	3 622	1 395	2,60	2 205	1 116	1,98	5 827	2 511	2,32
h du profil = 0,45	2 889	1 824	1,58	1 678	1 387	1,21	4 567	3 211	1,42
h du profil = 0,5	3 433	1 819	1,89	2 043	1 385	1,48	5 476	3 204	1,71
h du profil = 0,55	3 826	1 816	2,11	2 309	1 385	1,67	6 135	3 201	1,92
h du profil = 0,65	4 327	1 815	2,38	2 655	1 386	1,92	6 982	3 201	2,18
h du profil = 0,7	4 490	1 815	2,47	2 771	1 386	2,00	7 262	3 201	2,27
h du profil = 0,75	4 618	1 815	2,54	2 864	1 387	2,06	7 482	3 202	2,34
h du profil = 0,8	4 721	1 815	2,60	2 940	1 388	2,12	7 661	3 203	2,39
h du profil = 0,85	4 804	1 815	2,65	3 004	1 389	2,16	7 808	3 204	2,44

### Modèle de Brownie

Les données de marquage recueillies pendant la pêche commerciale ont permis de réaliser une évaluation complémentaire du stock et une comparaison subséquente des modèles qui utilisaient différentes données. Le modèle de Brownie (cité dans Hoenig *et al.* 1998) est une méthode d'estimation de la survie annuelle dans une population à partir de plusieurs années de poissons marqués remis à l'eau et recapturés par la suite. Le cadre souple du modèle permet des modifications pour assouplir et prendre en compte des hypothèses strictes, comme le mélange immédiat et complet des étiquettes dans la population et la rétention complète des étiquettes. L'ensemble de données sur le marquage de l'esturgeon noir de la RSJ a été traité comme un ensemble de remises à l'eau et de recaptures pour l'analyse.

Avec  $M=0,06$ , le modèle de Brownie a estimé des taux de mortalité par pêche compris entre 0,04 et 0,09 de 2009 à 2020. La tendance de  $F$  augmentait régulièrement dans le temps (figure 13), passant de  $F = 0,04$  à 0,07 entre 2009 et 2019. En 2020,  $F$  était plus faible en raison de la diminution du nombre de recaptures par rapport aux années précédentes. En 2016,  $F$  a culminé à 0,09 en raison d'un nombre élevé de recaptures de la cohorte des étiquettes de 2016. L'ajustement du modèle était dominé par les recaptures en cours d'année et l'effet latent estimé pour les recaptures en cours d'année indiquait une probabilité de capture beaucoup plus élevée (6,41x). Entre 1 et 3 ans après la remise à l'eau, la capturabilité relative est plus faible ( $< 1$ ) et augmente graduellement. Avec une valeur fixe de  $M = 0,06$ , le taux de rétention des étiquettes estimé était de 0,81. Le profil de vraisemblance conjoint de  $M$  et de la rétention des étiquettes dénotait une très forte corrélation entre les deux paramètres, ce qui indique que les deux paramètres ne peuvent pas être estimés simultanément.

Comparativement au modèle SS3, le modèle de Brownie n'a pas besoin d'hypothèses supplémentaires concernant l'épuisement historique. Les deux modèles s'entendent sur la

tendance et l'ampleur de  $F$ , qui a graduellement augmenté de 2009 à 2019 avant de baisser en 2020 en raison de la diminution des captures dans le logiciel SS3 et de la diminution des recaptures dans les données des étiquettes. Malgré les incertitudes importantes dans le modèle SS3, les résultats des différents modèles peuvent donner un aperçu de la plausibilité des tendances et de l'ampleur de la mortalité par pêche.

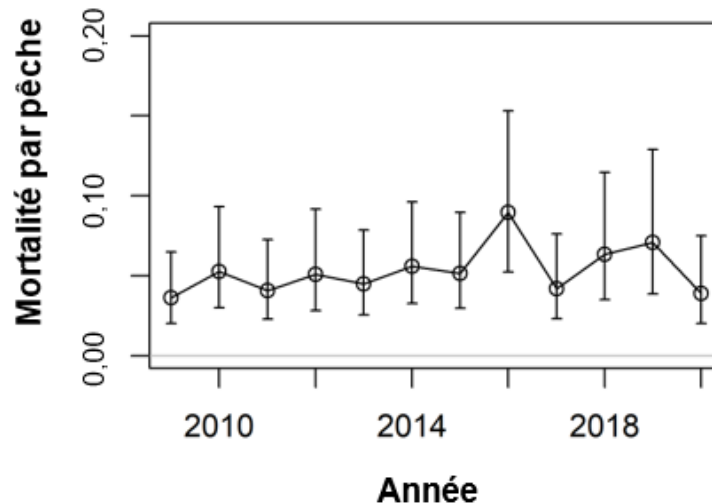


Figure 13. Série chronologique des estimations de  $F$  par le modèle de Brownie, avec des barres d'erreur définissant l'intervalle de confiance à 95 % des estimations.

### Utilité et pertinence de la fermeture actuelle en juin pour protéger les adultes reproducteurs

Plusieurs sources d'information ont été examinées pour estimer le degré de chevauchement entre la fermeture en juin et l'activité de frai de l'esturgeon noir dans la rivière, notamment des renseignements sur la longueur, le sexe et la maturation des gonades des poissons capturés pendant la pêche commerciale, la pêche expérimentale menée en juin 2016 à l'aide des mêmes engins et méthodes que ceux utilisés par la pêche commerciale, les données des journaux de bord commerciaux et la détection acoustique de 33 esturgeons marqués dans la RSJ et suivis de 2013 à 2020 (Tsitrin *et al.* 2021).

Les observations annuelles de femelles vides dans les prises commerciales indiquent que la fraie était en cours pendant la première semaine de juillet toutes les années. Le temps de résidence dans la rivière pour les femelles était variable; certaines frayaient et revenaient en aval relativement tôt après la fraie, mais d'autres restaient dans la rivière pendant plusieurs semaines avant ou après la fraie. Des femelles mûres étaient présentes à Long Reach jusqu'à la mi-août. D'après les données sur les prises de 2016 utilisées comme modèle général de la montaison annuelle de l'esturgeon, les mâles sont initialement plus abondants à Long Reach jusqu'au début du mois de juin. L'abondance était la plus élevée à la mi-juin, alors que le nombre de femelles augmentait (figure 14).

La fermeture en juin donne à certains esturgeons qui frayent tôt la possibilité de traverser Long Reach jusqu'à leur frayère sans interagir avec la pêche et est efficace pour protéger certaines femelles lorsqu'elles pénètrent dans la rivière et mûrissent avant de frayer. Les femelles mûrissent encore en juillet et fréquentent la zone où la pêche a lieu.

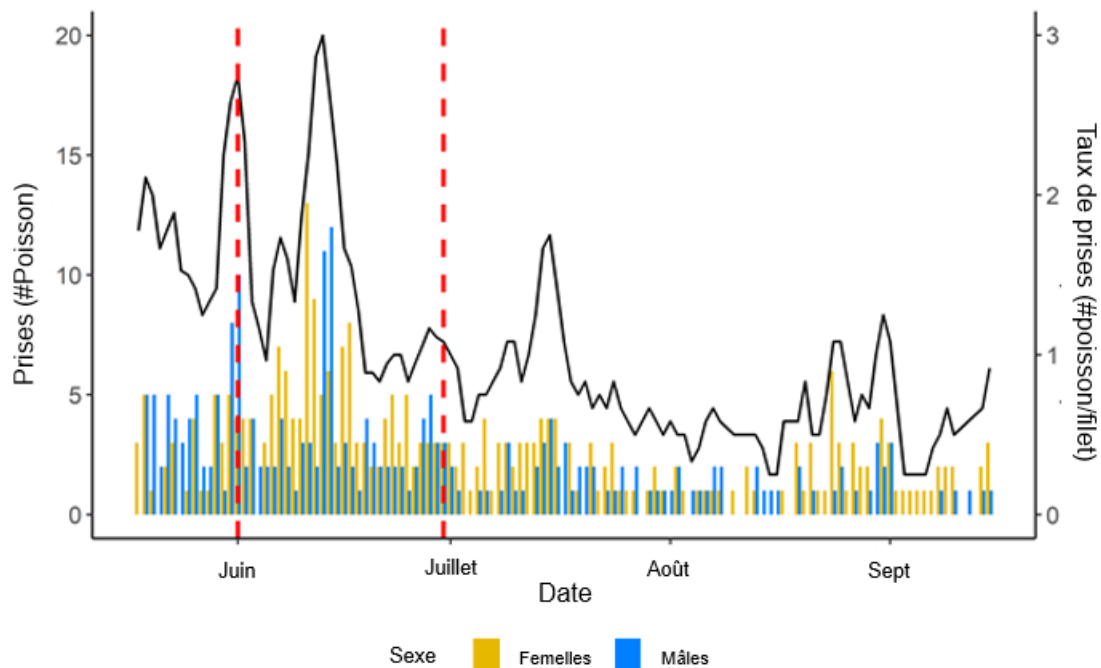


Figure 14. Moyenne lissée sur trois jours des taux de prise quotidiens et du nombre de mâles et de femelles capturés par les filets maillants en 2016 à Long Reach, dans la rivière Saint-Jean. Les lignes rouges verticales tiretées indiquent le début et la fin de la fermeture en juin.

### Sources d'incertitude

On a relevé diverses sources d'incertitude qui ont influencé la mesure dans laquelle ce modèle d'évaluation des stocks a pu être élaboré. Par exemple, bien que la première pêche historique ait eu une incidence énorme sur cette population, l'information sur la composition des prises et la sélectivité n'a pas été consignée à ce moment-là et ne peut donc pas être utilisée pour guider le modèle.

Les changements les plus importants apportés aux résultats du modèle découlent d'autres hypothèses de l'historique des prises (que celles concernant les indices, la composition et les données du marquage). Il est également possible que la sélectivité de la pêche initiale, avant la mise en œuvre des restrictions relatives à la taille des filets maillants, ait été différente de celle de la pêche moderne. Aucune donnée n'était disponible pour cette évaluation pour alimenter la sélectivité initiale.

On dispose de peu d'information pour étayer la résilience de la population (c.-à-d. la pente), une information qui est nécessaire pour guider l'élaboration de points de référence pour cette population. Les paramètres de stock-recrue influent sur le calcul des points de référence de la biomasse ainsi que sur l'épuisement actuel. Bien que le paramètre du recrutement non exploité soit généralement estimé, la pente est habituellement difficile à estimer dans un modèle structuré selon l'âge, et aucune information antérieure n'était disponible pour étayer cette évaluation. Une valeur de 0,6 a d'abord été choisie dans le modèle de référence à l'aide d'une valeur relativement faible qui reflète la maturité tardive et la résilience potentiellement plus faible de l'esturgeon noir par rapport aux taxons à maturité précoce et à résilience plus élevée.

La relation stock-recrue ne varie pas avec la fréquence de la fraie et les déplacements tant que ces processus sont invariables dans le temps.

Le modèle SS3 n'a pas bien ajusté l'indice de la CPUE (la composante fluviale du stock), ce qui pourrait s'expliquer par un certain nombre de facteurs, en particulier le fait que le modèle tente de représenter la population entière (c.-à-d. pas seulement la composante fluviale). Les estimations de l'abondance et de la biomasse sont celles de la population fermée, qui comprend les résidents et les géniteurs actifs dans la RSJ, ainsi que les individus en migration et les géniteurs inactifs à l'extérieur de la rivière. L'estimation de l'abondance des géniteurs actifs dans la RSJ nécessiterait des hypothèses concernant les déplacements ou la fréquence de la fraie.

On pourrait améliorer le modèle (et la façon dont il traite l'indice de la CPUE) et l'indice de la CPUE lui-même, indépendamment du modèle, notamment en ajoutant d'autres variables environnementales (p. ex. de meilleurs paramètres des conditions du débit d'eau). Des améliorations de l'indice de la CPUE pourraient être utiles pour utiliser cet indice afin d'orienter l'évaluation, soit comme indice autonome, soit dans le modèle. L'élaboration d'un indice indépendant de la pêche serait utile pour l'évaluation et du point de vue de l'élaboration d'un modèle (p. ex. pour étayer la sélectivité logistique par rapport à la sélectivité en forme de dôme).

On a observé des impacts des changements climatiques ces dernières années. Par exemple, la baisse des taux de prise et la fraie plus précoce en 2020 ont été attribuées à deux années d'inondations printanières suivies d'une année de faible débit d'eau de 2018 à 2020.

L'esturgeon noir a été jugé très vulnérable aux changements climatiques aux États-Unis (Hare *et al.* 2016). Il est recommandé d'inclure les données environnementales, comme les données sur le débit d'eau et la température à la station hydrométrique voisine d'Oak Point, qui sont maintenues par Environnement Canada et Changement climatique Canada, dans l'élaboration des futures évaluations.

## CONCLUSION

Presque tous les modèles examinés ici ont montré que le stock se trouvait dans la zone saine (au-dessus de la  $BSR_{RMD}$ ) en 2020 et qu'il demeurerait supérieur à la  $BSR_{RMD}$  avec le TAC actuel. Ce n'est que dans les scénarios de pente faible ( $h = 0,45$  et moins) que le stock serait inférieur à la  $BSR_{RMD}$ . Les autres scénarios de prises historiques n'ont pas modifié l'état actuel du stock par rapport à la  $BSR_{RMD}$ . Essentiellement, le stock est supérieur à la  $BSR_{RMD}$  puisque les prises actuelles sont inférieures à celles des premières années de la pêche.

La projection du modèle jusqu'en 2030 indique que la population devrait demeurer dans la zone saine avec le TAC actuel de 175 mâles et 175 femelles. Ce n'est que dans les scénarios de pente faible ( $h = 0,45$  et moins) que le stock serait inférieur à la  $BSR_{RMD}$ .

La fermeture du 1<sup>er</sup> au 30 juin donne à l'esturgeon la possibilité de traverser Long Reach jusqu'à ses frayères sans entrave et est efficace pour protéger certaines femelles lorsqu'elles pénètrent dans la rivière et mûrissent avant de frayer.

## LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Organisme d'appartenance
Rod Bradford	MPO, région des Maritimes – Sciences
Cornel Ceapa	Esturgeon noir et caviar

Nom	Organisme d'appartenance
Matthew Cieri	Ministère des Ressources marines, État du Maine (examineur)
Michael Dadswell	Université Acadia
Sarah Deller	MPO, région des Maritimes – Gestion des écosystèmes
Guy Verreault	Bureau d'écologie appliquée (rédacteur du COSEPAC)
Luke Finley	Atlantic Sturgeon Fishery
William Ford	Atlantic Sturgeon Fishery
Quang Huynh	Blue Science Matters
Aruna Jayawardane	Conseil de conservation de la Nation malécite
Tamara Joseph	Mi'gmawe'l Tplu'taqnn Incorporated
Tara McIntyre	MPO, région des Maritimes – Sciences
Koren Spence	MPO, région des Maritimes – Gestion des ressources
Greg Stevens	MPO, région des Maritimes – Gestion des ressources
Brady Stevenson	MPO, région des Maritimes – Gestion des ressources
Michael Stokesbury	Université Acadia
Andrew Taylor	MPO, région des Maritimes – Sciences
Daphne Themelis	MPO, région des Maritimes – Sciences
Liza Tsitrin	MPO, région des Maritimes – Sciences
Tana Worcester	MPO, région des Maritimes – Sciences

## SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion sur les avis scientifiques régional sur l'évaluation de l'état de la population d'esturgeons noirs (*Acipenser oxyrinchus*) frayant dans la rivière Saint-Jean, qui s'est tenue du 23 au 25 mars 2021. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

Beardsall, J.W., Stokesbury, M.J.W, Logan-Chesney, L.M., and Dadswell, M.J. 2016. Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus* Mitchill, 1815 seasonal marine depth and temperature occupancy and movement in the Bay of Fundy. *J. Appl. Ichthyol.* 32: 809-818.

Bradford, R.G., Bentzen, P., Ceapa, C., Cook, A.M., Curry, A., LeBlanc, P., and Stokesbury, M. 2016. [Status of Atlantic Sturgeon \(\*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus\*\) in the Saint John River, New Brunswick](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/072. v + 55 p.

Dadswell, M.J., Ceapa, C., Spares, A.D., Stewart, N.D., Curry, R. A., Bradford, R.A., and Stokesbury, M.J.W. 2017. Population characteristics of adult Atlantic Sturgeon captured by the commercial fishery in the Saint John River Estuary, New Brunswick. *Trans. Am. Fish. Soc.* 146: 318-330.

- Dadswell, M.J., Wehrell, S.A., Spares, A.D., Mclean, M.F., Beardsall, J.W., Logan-Chesney, L.M., Nau, G.S., Ceapa, C., Redden, A.M. and Stokesbury, M.J.W. 2016. The annual marine feeding aggregation of Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus* in the inner Bay of Fundy: population characteristics and movement. *J. Fish Bio.* 89: 2107-2132.
- Hare, J.A., Morrison, W.E., Nelson, M.W., Stachura, M.M., Teeters, E.J., et al. 2016. [A vulnerability assessment of fish and invertebrates to climate change on the Northeast U.S. Continental Shelf](#). *PLOS ONE* 11(2): 0146756. .
- Hoening, J.M., Barrowman, N.J., Pollock, K.H., Brooks, E.N., Hearn, W.S., and Polacheck T. 1998. Models for tagging data that allow for incomplete mixing of newly tagged animals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1477-1483.
- MPO. 2009. [Évaluation de l'esturgeon noir \(\*Acipenser oxyrinchus\*\) dans la région des Maritimes aux fins de l'établissement d'un avis de commerce non préjudiciable de la CITES](#). *Secr. can. de consult. sci du MPO, Avis sci.* 2009/029.
- MPO. 2013. [Évaluation du potentiel de rétablissement de l'esturgeon noir \(unité désignable des Maritimes\)](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2013/022.
- Stewart, N.D., Dadswell, M.J., Leblanc, P., Bradford, R.G., Ceapa, C., and Stokesbury, M.J.W. 2015. Age and growth of Atlantic Sturgeon from the Saint John River, New Brunswick, Canada. *N. Am. J. Fish. Manage.* 35: 364-371.
- Taylor, A.D. and Litvak, M.K. 2017. Timing and location of spawning based on larval capture and ultrasonic telemetry of Atlantic Sturgeon in the Saint John River, New Brunswick. *Trans. Am. Fish. Soc.* 146: 283-290.
- Taylor, A.D., Ohashi, K., Sheng, J., and Litvak, M.K. 2016. Oceanic distribution, behaviour, and a winter aggregation area of adult Atlantic Sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*, in the Bay of Fundy, Canada. 2016. *PLOS ONE*. DOI:10.1371/journal.pone.0152470.
- Then, A.Y., Hoening, J.M., Hall, N.G., and Hewitt, D.A. 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* 72: 82-92.
- Tsitrin, E., Crawford, K., Clark, C.M., Themelis, D., and Bradford, R. 2021. Survival and seasonal movements of adult St. John River Atlantic Sturgeon exposed to commercial fishing. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3418: iv + 55 p.

**CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :**

Centre des avis scientifiques (CAS)  
Région des Maritimes  
Pêches et Océans Canada  
Institut océanographique de Bedford  
1, promenade Challenger, C.P. 1006  
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Courriel : [DFO.MARCSA-CASMAR.MPO@dfo-mpo.gc.ca](mailto:DFO.MARCSA-CASMAR.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 978-0-660-73127-8 N° cat. Fs70-6/2024-047F-PDF

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2024



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2024. Évaluation de l'état de la population reproductrice d'esturgeons noirs (*Acipenser oxyrinchus*) de la rivière Saint-Jean. Secr. can. des avis sci. du MPO, Avis sci. 2024/047.

*Also available in English:*

DFO. 2024. *Assessment of the status of the spawning population of Saint John River Atlantic Sturgeon (Acipenser oxyrinchus). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2024/047.*