



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/042

Région du Golfe

Évaluation du gaspureau dans la région du Golfe jusqu'en 2019 : dynamique des populations, points de référence et état de la situation

A. Jamie F. Gibson¹ et Cindy Breau²

¹Pêches et Océans Canada
Région Maritimes, Science
One Challenger Drive
Dartmouth (N.É.) B2Y 4A2

²Pêches et Océans Canada
Région Golfe, Science
343 Avenue University
Moncton (N.-B.) E1C 9B6

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-72175-0 N° cat. Fs70-5/2024-042F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Gibson, A.J.F. et Breau, C. 2024. Évaluation du gaspereaue dans la région du Golfe jusqu'en 2019 : dynamique des populations, points de référence et état de la situation. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/042. iv + 56 p.

Also available in English :

Gibson, A.J.F. and Breau, C. 2024. Gaspereau Assessment for the Gulf Region to 2019: Population Dynamics, Reference Points and Status. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/042. iv + 53 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	IV
1. INTRODUCTION	1
2. DYNAMIQUE DES POPULATIONS, PRODUCTION ET POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES	2
2.1. LE MODÈLE DES REPRODUCTEURS-RECRUES.....	3
2.2. LE MODÈLE DE LA BIOMASSE REPRODUCTRICE PAR RECRUE.....	3
2.3. LE MODÈLE DU RENDEMENT PAR RECRUE	4
2.4. LE MODÈLE DE PRODUCTION.....	4
2.5. CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE	5
2.6. POINTS DE RÉFÉRENCE CONFORMES À L'APPROCHE DE PRÉCAUTION	5
3. ESTIMATION DE L'ABONDANCE, DES TAUX DE MORTALITÉ PAR PÊCHE ET DES TAUX DE MORTALITÉ NATURELLE	8
3.1. GASPAREAU DE LA RIVIÈRE MARGAREE.....	8
3.1.1. Méthodes	8
3.1.2. Résultats	13
3.1.3. État.....	15
3.2. GASPAREAU (<i>A. PSEUDOHARENGUS</i>) ET ALOSE D'ÉTÉ DE LA RIVIÈRE MIRAMICHI	15
3.2.1. Méthodes	15
3.2.2. Résultats	16
3.2.3. État.....	18
3.3. PROPOSITION POUR L'ÉVALUATION DU GASPAREAU DANS LES RIVIÈRES NON SURVEILLÉES.....	18
4. DISCUSSION.....	19
5. RÉFÉRENCES CITÉES	21
6. TABLEAUX	23
7. FIGURES	30

RÉSUMÉ

Ce document de travail a été préparé à l'appui du processus consultatif régional intitulé « Évaluation de l'état des stocks de gaspareau dans le sud du golfe du Saint-Laurent », qui s'est déroulé les 20 et 21 avril 2021. Les points de référence et les approches d'évaluation pour les pêches du gaspareau (gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) et alose d'été (*Alosa aestivalis*)) et l'état de la population de gaspareau de la rivière Margaree sont présentés dans ce document. L'approche de précaution adoptée par le Pêches et Océans Canada (MPO) pour la gestion des pêches permet d'effectuer des évaluations par rapport à des points de référence fondés sur la biomasse ou l'abondance et par rapport à des niveaux de prélèvement de référence. La biomasse des reproducteurs qui produit le rendement maximal durable (RMD) est proposée comme point de référence supérieur, et la biomasse à laquelle le recrutement est réduit à la moitié du recrutement maximal, comme point de référence limite. En raison de la variabilité inhérente à la taille de la population de gaspareau et aux pêches la ciblant, le niveau de prélèvement de référence lorsque la population se trouve dans la zone saine est défini comme une zone de pleine exploitation allant du taux d'exploitation qui produit 90 % du RMD jusqu'au taux d'exploitation qui produit le RMD. La disponibilité des données est un facteur limitant pour l'évaluation des populations de gaspareau et des pêches les ciblant dans l'ensemble des Maritimes. Les modèles d'évaluation structurés selon l'âge conviennent aux populations pour lesquelles les données sont suffisantes. Actuellement, la population de gaspareau de la rivière Margaree est la seule population de gaspareau de la région du Golfe du MPO pour laquelle cette approche peut être appliquée. Pour les populations sur lesquelles il n'y a pas de données, la collecte d'informations sur l'âge et le nombre de fraies antérieures fournit un mécanisme permettant d'évaluer les pêches par rapport aux niveaux de prélèvement de référence. Il a été démontré que cette approche permet de ramener les taux d'exploitation dans la marge appropriée lorsqu'elle est associée à des mesures de gestion. Cinq variantes de modèles structurés selon l'âge ont été ajustées aux données relatives à la population de gaspareau de la rivière Margaree. Bien que les déterminations de l'état varient d'un modèle à l'autre, tous les modèles placent la biomasse des reproducteurs près de la limite entre les zones critique et de prudence ou dans la zone de prudence, et ils placent le taux d'exploitation dans la zone de surexploitation pour la majorité des années entre 1983 et 2019.

1. INTRODUCTION

Ce document de travail a été préparé à l'appui du processus consultatif régional intitulé « Évaluation de l'état des stocks de gaspareau dans le sud du Golfe du Saint-Laurent », qui s'est déroulé les 20 et 21 avril 2021. Le terme « gaspareau » est un nom familier qui désigne deux espèces de poissons anadromes : gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) et l'alose d'été (*Alosa aestivalis*). Lorsque les deux espèces coexistent, elles sont pêchées et commercialisées ensemble sous le nom de « gaspareau ». Les pêches sont pratiquées sur un vaste territoire, les pratiques de pêche et les types d'engins différant d'une rivière à l'autre, et elles sont gérées principalement par des limitations de l'effort (Breau et Gibson 2024, Gibson *et al.* 2016). Il existe des preuves solides que les *Alosa* anadromes retournent dans leurs rivières natales, y compris des études fondées sur le marquage d'individus qui montrent que l'alose savoureuse (une espèce étroitement apparentée) et le gaspareau retournent dans les rivières où ils ont frayé précédemment, ainsi que des études génétiques qui montrent une différenciation substantielle entre les échantillons prélevés dans différentes rivières (McBride *et al.* 2014, Palkovacs *et al.* 2014). Ainsi, les pêches pratiquées dans les rivières et les estuaires ciblent principalement des populations individuelles, et ces populations individuelles de chaque espèce peuvent être considérées comme le niveau approprié pour l'évaluation de l'état de ces stocks (selon MPO 2001; ASMFC 2012a,b; Gibson *et al.* 2016). Dans la région du Golfe du MPO, les pêches commerciales du gaspareau dans les rivières Margaree et Miramichi ont toujours été les principales pêches dans le secteur du Golfe de la Nouvelle-Écosse et le secteur du Golfe du Nouveau-Brunswick, respectivement, et elles ont donc été choisies pour faire l'objet d'une surveillance dans ces zones particulières. L'état des stocks de gaspareau dans cette région n'a pas été régulièrement évalué. La dernière évaluation de l'état des stocks de gaspareau dans la région du Golfe a été publiée en 2001 (MPO 2001).

Ce document de travail est l'un des deux documents préparés pour ce processus consultatif. Il traite des éléments du cadre de référence suivants :

1. estimations de la biomasse totale dérivées des modèles de population pour la rivière Margaree;
2. estimations des taux absolus de mortalité par pêche pour les stocks;
3. développement de points de référence par espèce pour évaluer l'état des stocks;
4. développement d'indicateurs de l'état des stocks qui peuvent être utilisés pour informer la gestion de la pêche au cours des années intermédiaires du cycle pluriannuel d'évaluation et de gestion.

Ces éléments du cadre de référence sont traités ainsi :

1. adaptation d'un modèle de population basé sur le cycle biologique utilisé pour estimer les points de référence pour la pêche du gaspareau conformément au cadre de précaution du MPO pour la gestion des pêches (2006) – section 2;
2. adaptations de modèles d'évaluation de stock spécifiques au cycle biologique utilisés pour estimer l'abondance et les taux de mortalité par la pêche pour la population de gaspareau de la rivière Margaree – section 3.1;
3. pour les stocks qui ne sont pas actuellement évalués, une proposition d'évaluation par la collecte de données sur les caractéristiques biologiques basée sur l'évaluation des stratégies de gestion – section 3.2.

L'autre document de travail (Breau et Gibson 2024) aborde les éléments du cadre de référence suivants :

1. description des mesures de gestion actuelles et récentes et des captures jusqu'à la fin de 2019, y compris les meilleures estimations des prélèvements totaux par toutes les pêches;
2. aperçu de la biologie et des caractéristiques des espèces (par exemple, taille selon l'âge, âge à la maturité);
3. indicateurs de l'état et des tendances des stocks (taux de capture commerciale, indices indépendants de la pêche) par taille et par groupe d'âge (si disponible);
4. description des impacts des activités de pêche du gaspareau sur d'autres espèces et l'habitat du poisson;
5. description des impacts des activités de pêche de d'autres espèces sur les stocks de gaspareau;
6. description des composantes de l'écosystème qui modifient l'abondance des espèces et la dynamique des populations (par exemple : la température, les prédateurs, les proies).

2. DYNAMIQUE DES POPULATIONS, PRODUCTION ET POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES

Cette section applique les travaux de Gibson et Myers (2001, 2003a, 2004) pour le développement de points de référence pour le gaspareau dans la région du Golfe. Dans ces documents, un modèle basé sur le cycle biologique des *Alosa anadromes* a été développé pour analyser la dynamique des populations de gaspareau et pour estimer les points de référence en vue de l'évaluation des stocks. Il s'agit d'une adaptation d'une approche pour l'estimation de points de référence décrite par Sissenwine et Shepherd (1987) qui est maintenant couramment utilisée dans de nombreuses évaluations de stocks de poissons marins où les points de référence fondés sur le rendement maximal durable (RMD) ou leurs approximations sont dérivés lorsque la population est à l'équilibre (Quinn et Deriso 1999). La différence entre les modèles spécifiques aux *Alosa* et les modèles utilisés pour les évaluations de stocks de poissons marins est que les relations de la biomasse reproductrice par recrue (BRR) et le rendement par recrue (RPR) sont modifiées pour correspondre au cycle biologique des *Alosa anadromes* et aux pêches en rivière les ciblant (Gibson 2004), ainsi que pour traiter spécifiquement les questions qui se posent lorsque les pêches récoltent presque exclusivement des poissons matures. Ce modèle (ou ses composantes) a déjà été utilisé pour une pêche de gaspareau au Canada (Gibson et Myers 2001), le gaspareau aux États-Unis (ASMFC 2012a,b) et le développement de points de référence pour les pêches de gaspareau dans la région des Maritimes du MPO (Gibson *et al.* 2016). La notation utilisée dans la description du modèle ci-dessous diffère de ce qui a été publié par Gibson et Myers et correspond mieux aux conventions modernes.

Les points de référence dont il est question dans le présent document sont définis dans le tableau 1. Conformément à Gibson et Myers (2003a), nous avons modélisé la dynamique de la population et le rendement de la pêche de gaspareau à l'aide de trois équations fondées sur ce qui suit : la relation reproducteurs-recrues (RR) qui exprime le recrutement comme une fonction dépendante de la densité de la biomasse des reproducteurs; la relation de la biomasse reproductrice par recrue (BRR); la relation du rendement par recrue (RPR). Les formulations de modèles sont configurées pour correspondre au cycle biologique et aux pêches en rivière pour les *Alosa anadromes* (Gibson 2004). Nous avons choisi l'âge 2 comme âge de recrutement (l'âge le plus élevé pouvant être choisi avant que les poissons ne soient ciblés par les pêches).

Les données d'entrée du modèle sont une série chronologique sur les reproducteurs-recrues, des estimations du poids selon l'âge, des profils de maturité et des estimations des taux instantanés de mortalité naturelle des individus immatures et adultes. Le nombre de recrues a été calculé à partir des modèles d'évaluation utilisés pour estimer l'abondance, comme décrit à la section 3.1.1.

2.1. LE MODÈLE DES REPRODUCTEURS-RECRUES

Nous avons utilisé la fonction reproducteurs-recrues de Beverton-Holt pour modéliser la relation entre les reproducteurs et les recrues. Ce modèle et le modèle de Ricker sont les modèles des reproducteurs-recrues à deux paramètres les plus couramment utilisés (Hilborn et Walters 1992). Gibson et Myers (2003c) ont constaté que le modèle de Beverton-Holt fournissait constamment un meilleur ajustement aux données sur les reproducteurs-recrues de gaspateau que le modèle de Ricker. Le modèle des reproducteurs-recrues de Beverton-Holt donne R_t comme fonction de la biomasse du stock reproducteur pour l'année t , BSR_t :

$$R_t = \frac{\alpha BSR_t}{1 + \left(\frac{BSR_t}{K}\right)}$$

Ici, α est la pente à l'origine et, dans le modèle déterministe, le taux maximum auquel les reproducteurs peuvent produire des recrues à de petites tailles de population (Myers *et al.* 1999), et K est la constante de demi-saturation (la valeur de BSR qui produit la moitié du recrutement maximum). Les estimations des paramètres pour le modèle des reproducteurs-recrues ont été obtenues en utilisant le maximum de vraisemblance et en supposant une structure d'erreur log-normale pour le recrutement (Myers *et al.* 1995). En désignant la fonction reproducteurs-recrues de Beverton-Holt par $g(s_i)$, le logarithme du rapport de vraisemblance est donné par :

$$\ell(\alpha, R_0, \sigma) = -n \log \sigma \sqrt{2\pi} - \sum \log r_i - \frac{1}{2\sigma^2} \sum \log \left(\frac{r_i}{g(s_i)} \right)^2$$

où s_i et r_i sont les données observées sur la biomasse des reproducteurs et le recrutement, σ est le paramètre de forme et n est le nombre d'observations appariées sur les reproducteurs-recrues.

2.2. LE MODÈLE DE LA BIOMASSE REPRODUCTRICE PAR RECRUE

Nous avons modélisé le taux de production de reproducteurs par les recrues en calculant la biomasse reproductrice par recrue (BRR) en fonction du taux instantané de mortalité par pêche, F .

$$BRR_F = \sum_{a_{rec}}^{a_{max}} SS_a w_a e^{-F}$$

où SS_a est donné par :

$$SS_2 = m_2$$

$$SS_3 = SS_2 e^{-(M^{adulte}+F)} + (1 - m_2) e^{-M^{juv}} m_3$$

$$SS_4 = SS_3 e^{-(M^{adulte}+F)} + (1 - m_2)(1 - m_3) e^{-2M^{juv}} m_4$$

$$\begin{aligned}
SS_5 &= SS_4 e^{-(M^{adulte+F})} + (1 - m_2)(1 - m_3)(1 - m_4) e^{-3M^{juv}} m_5 \\
SS_6 &= SS_5 e^{-(M^{adulte+F})} + (1 - m_2)(1 - m_3)(1 - m_4)(1 - m_5) e^{-4M^{juv}} m_6 \\
SS_7 &= SS_6 e^{-(M^{adulte+F})} \\
SS_{a_{max}} &= SS_{a_{max}-1} e^{-(M^{adulte+F})}
\end{aligned}$$

Ici, a est l'âge du poisson et m_a est la probabilité qu'un poisson vivant à l'âge a atteigne la maturité à cet âge, et M^{adulte} et M^{juv} sont les taux instantanés de mortalité naturelle des poissons matures et immatures, respectivement. La valeur de M^{adulte} est soit obtenue à partir du modèle utilisé pour estimer l'abondance (section 3), soit une valeur hypothétique.

2.3. LE MODÈLE DU RENDEMENT PAR RECRUE

Le rendement par recrue pour un F donné (RPR_F) est déterminé de manière analogue à la biomasse reproductrice par recrue pour un F donné ci-dessus :

$$YPR_F = \sum_{a_{rec}}^{a_{max}} SS_a w_a (1 - e^{-F})$$

2.4. LE MODÈLE DE PRODUCTION

Les valeurs à l'équilibre se produisent lorsque le taux auquel les reproducteurs produisent des recrues (modèle RR) est égal à l'inverse du taux auquel les recrues produisent des reproducteurs tout au long de leur vie (Quinn et Deriso 1999). Ce résultat est obtenu en utilisant la méthode standard pour trouver l'intersection de deux lignes (les mettre égales entre elles, trouver une variable et substituer le résultat dans l'une des équations pour obtenir l'autre variable). Pour une valeur donnée de F , la biomasse reproductrice produite par le nombre de recrues de l'année t est $SSB = SPR_F \cdot R_t$. La biomasse des reproducteurs et le niveau de recrutement à l'équilibre (indiqués par des astérisques) ont été trouvés en résolvant cette équation pour R_t , et en substituant le résultat dans le modèle des reproducteurs-recrues (Quinn et Deriso 1999):

$$\frac{BSR^*}{BRR_F} = \frac{\alpha BSR^*}{1 + \frac{BSR^*}{K}}$$

La biomasse des reproducteurs à l'équilibre (BSR^*) est alors :

$$BSR^* = (\alpha BRR_F - 1)K$$

et le nombre de recrues à l'équilibre (R^*) est obtenu en substituant BSR^* dans le modèle des reproducteurs-recrues :

$$R^* = \frac{\alpha BSR^*}{1 + \left(\frac{BSR^*}{K}\right)}$$

La capture à l'équilibre (C^*) est R^* multiplié par le rendement par recrue pour la valeur donnée de F :

$$C^* = R^* \cdot YPR_F$$

2.5. CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE

Les points de référence dérivés des analyses de la biomasse reproductrice par recrue et du rendement par recrue ont été obtenus en effectuant une recherche par quadrillage sur un ensemble de valeurs de $F \{0, 0,02, 0,04, 0,06, \dots, 4\}$. Nous avons calculé RPR_F et BRR_F pour chaque valeur de F , et avons ensuite estimé les points de référence en sélectionnant le taux de mortalité par pêche correspondant au critère de point de référence approprié. Le point de référence fondé sur le rendement par recrue, F_{max} , a été trouvé en sélectionnant le taux de mortalité par pêche pour lequel RPR_F prend sa plus grande valeur, et $F_{1,0}$ a été trouvé en sélectionnant le taux de mortalité par pêche pour lequel le gain marginal de rendement est de 10 % par rapport à $F = 0$. Les points de référence fondé sur $BRR_x \%$ ont été trouvés en sélectionnant le taux de mortalité par pêche pour lequel BRR_F correspond à $x \%$ de $BRR_{F=0}$.

Nous avons estimé cinq points de référence à partir du modèle de production. La biomasse reproductrice à l'équilibre en l'absence de pêche, $BSR_{\acute{e}q}$, a été estimée directement à partir du modèle de production. Une biomasse reproductrice correspondant à 20 % de $BSR_{\acute{e}q}$ est souvent utilisée comme seuil minimal de taille de la population (Beddington et Cooke 1983, Goodyear 1993). Nous avons considéré que $BSR_{20 \%}$ correspondait à 20 % de l'abondance des reproducteurs à l'équilibre en l'absence de pêche:

$$BSR_{20 \%} = 0.2(\alpha BRR_{F=0} - 1)K$$

Des recherches par quadrillage ont été effectuées pour trouver le taux de mortalité par pêche qui produit le rendement maximal durable (F_{RMD}), la biomasse reproductrice correspondante qui produit le rendement maximal durable (BSR_{RMD}) et le taux de mortalité par pêche qui conduit la population à l'extinction (F_{col}). Nous avons estimé F_{RMD} en calculant C^* pour chaque valeur de F et en sélectionnant la valeur pour laquelle C^* était maximisé. BSR_{RMD} est la valeur de BSR^* correspondant à ce taux de mortalité par pêche. Le taux de mortalité par pêche à l'équilibre auquel la population s'éteint, F_{col} , est déterminé par la pente de la relation reproducteurs-recrues à l'origine α , et est la valeur de F où $1/SPR_{F=0} = \alpha$.

Nous avons calculé un point de référence théorique aux fins de décision, $F_{max,E(C)}$, qui est la mortalité par pêche qui maximise la valeur attendue de la capture (Gibson et Myers 2004), où la valeur attendue de la capture, $E(C^*(F))$ est donnée par :

$$E(C^*(F)) = \iint C^*(F, \alpha, K) p(\alpha, K) dK d\alpha.$$

Gibson et Myers (2004) ont montré, par simulation, que ce point de référence produit des rendements plus élevés que la pêche selon l'estimation du maximum de vraisemblance de F_{RMD} (la méthode standard d'estimation) tout en réduisant la probabilité de surexploitation du stock. Ils ont exploré quatre méthodes pour dériver $p(\alpha, K)$. Ici, nous n'avons utilisé que la vraisemblance conjointe de α et K pour sa dérivation. Pour plus de détails, voir Gibson et Myers (2004).

2.6. POINTS DE RÉFÉRENCE CONFORMES À L'APPROCHE DE PRÉCAUTION

En 2006, Pêches et Océans Canada a publié un cadre qui comprend des politiques visant à soutenir la conservation et l'utilisation durable des ressources halieutiques (MPO 2006). Le cadre de l'approche de précaution s'applique aux stocks de poissons pour lesquels des totaux autorisés des captures doivent être déterminés sur la base de stratégies de pêche ou de taux d'exploitation. Le cadre de l'approche de précaution comporte trois composantes principales :

1. les points de référence et les zones d'état du stock;

-
2. les stratégies de pêche et les règles de décision sur les prises;
 3. la nécessité de tenir compte de l'incertitude et du risque dans l'élaboration des points de référence et la mise en œuvre des règles de décision.

Les trois zones d'état du stock selon le cadre de l'approche de précaution (figure 1) sont séparées par des points de référence biologiques. Le point de référence limite (PRL) définit la limite entre la zone critique et la zone de prudence et représente la biomasse en dessous de laquelle la population risque de subir de graves dommages. Le PRL doit être fixé de manière à éviter le risque d'épuisement du stock, de même que les effets néfastes sur l'écosystème et les possibilités de pêche à long terme. Le point de référence supérieur (PRS) définit la limite entre la zone de prudence et la zone saine; sous le PRS, les prélèvements doivent être réduits pour éviter d'atteindre le PRL. Le PRS doit être fixé à un niveau suffisamment éloigné du PRL pour permettre aux gestionnaires des pêches de prendre des mesures pour changer l'état du stock, et pour permettre au stock de se rétablir à la suite de l'application de ces mesures de gestion.

Lorsqu'un stock se trouve dans la zone saine, un taux d'exploitation de référence est fixé comme taux de prélèvement maximal acceptable et inclut toute la mortalité d'origine anthropique. Le taux de prélèvement devrait être inférieur dans la zone de prudence et proche de zéro dans la zone critique. Selon le cadre de l'approche de précaution, les dommages graves comprennent à la fois la mortalité d'origine anthropique et les modifications de l'écosystème qui ne sont pas liées aux activités anthropiques. Bien que les points de référence soient en place pour protéger les stocks, les perspectives sociales et économiques sont également prises en compte lors de l'établissement du PRS.

La sélection des points de référence selon le cadre dépend en partie des données accessibles sur les populations de poissons et les pêches. Lors de l'élaboration de points de référence conformes à l'approche de précaution pour les pêches du gaspateau dans la région des Maritimes du MPO, Gibson et ses collaborateurs (2016) ont proposé d'utiliser des valeurs de référence propres à la population (lorsqu'il y a suffisamment de données à son sujet pour estimer les points de référence), en utilisant la BSR_{RMD} comme PRS et 10 % de la biomasse reproductrice à l'équilibre non pêchée ($BSR_{10\%}$) comme PRL. La $BSR_{10\%}$ présente l'inconvénient d'être partiellement dépendante du taux de mortalité naturelle des adultes : lorsque le taux de mortalité naturelle augmente, la $BSR_{10\%}$ diminue. Une autre possibilité pour le PRL est d'utiliser la constante de demi-saturation de Beverton-Holt, K . Ce point de référence a l'avantage de ne dépendre que de la relation stock-recrutement et de ne pas varier en fonction du taux de mortalité naturelle des adultes. Cette approche est cohérente avec l'idée que, pour éviter les dommages graves selon le cadre de l'approche de précaution, il faut tenir compte à la fois de la mortalité d'origine anthropique et des modifications de l'écosystème non liées aux activités anthropiques.

Les pêches du gaspateau sont intrinsèquement variables et tant l'abondance que les taux de mortalité par pêche peuvent varier considérablement d'une année à l'autre. Plutôt que de fournir un taux de prélèvement de référence unique pour une pêche du gaspateau lorsque le stock est dans la zone saine, on a utilisé une approche similaire à celle de Gibson et ses collaborateurs (2016), selon laquelle une population est considérée comme pleinement exploitée si le taux d'exploitation, u , est compris entre le taux d'exploitation qui produit le RMD (U_{RMD}) et le taux d'exploitation qui produit 90 % du RMD ($U_{90\%RMD}$), et comme surexploitée si u est supérieur à U_{RMD} . La population serait considérée comme étant sous-exploitée si elle se trouvait dans la zone saine et si u était inférieur à $U_{90\%RMD}$. L'adoption de cette approche est proposée ici avec l'ajout d'un taux d'exploitation cible dans la zone de pleine exploitation. Le point de référence

$U_{max.E(c)}$ est le taux qui maximise le rendement prévu et peut être approprié pour cibler le taux d'exploitation dans la zone saine¹.

Le cadre général des points de référence est présenté au tableau 2. La population de gaspareau de la rivière Margaree et la pêche la ciblant sont les seules dans la région du Golfe sur lesquelles on dispose de suffisamment de données pour estimer et appliquer ces points de référence à l'aide de données spécifiques à la population.

Pour les populations sur lesquelles on ne dispose que de quelques années de données sur la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures, les courbes de capture permettent d'estimer le taux de mortalité total et, si l'on suppose un taux de mortalité naturelle (le taux estimé pour la rivière Margaree est proposé comme le taux le plus approprié), le taux d'exploitation peut être estimé. Les courbes de capture ne sont pas sans poser de problèmes, mais elles ont récemment été évaluées pour le gaspareau, tant sur le plan de l'exactitude que de la précision, et dans le cadre d'une évaluation des stratégies de gestion. Cette question est abordée dans la section 3.2.

Les points de référence fondés sur l'abondance ou la biomasse sont plus problématiques pour les populations sur lesquelles il y a peu de données. Pour la population de la rivière Miramichi, la capture par unité d'effort (CPUE) provenant des filets-trappe installés dans chaque bras peut être utilisée comme indice de l'abondance ou, de préférence, de la biomasse. La question est de savoir comment mettre à l'échelle la CPUE des filets-trappes afin de pouvoir dériver le RMD et les approximations de K (valeurs de la CPUE) pour pouvoir appliquer le cadre. Il existe quelques années de données sur la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures. Celles-ci peuvent être utilisées pour estimer le taux de mortalité total et, en partant de l'hypothèse que la dynamique de la population de cette rivière est similaire à celle de la population de la rivière Margaree, elles peuvent potentiellement être utilisées pour cartographier l'état par rapport à ces points de référence.

Pour la plupart des pêches pratiquées dans de petites rivières, si ce n'est toutes, nous ne disposons pas de données suffisantes pour procéder à une évaluation. La collecte de données sur les espèces et la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures, éventuellement sur une base rotative, permettrait d'évaluer ces stocks à l'aide de courbes de capture, mais cette approche ne permettrait pas de les évaluer selon des niveaux d'abondance ou de biomasse. Cette approche a été mise à l'essai dans le cadre d'une évaluation des stratégies de gestion (section 3.2). Les questions relatives à l'échantillonnage sont abordées de manière générale à la section 4.

Actuellement, il existe très peu de données permettant de dériver des points de référence pour l'alose d'été. Cette espèce est un très proche parent du gaspareau (*A. pseudoharengus*). Il est proposé ici de supposer que la dynamique de ses populations est suffisamment similaire pour que l'approche susmentionnée, utilisant les mêmes niveaux de référence, soit adoptée pour l'alose d'été. Une approche similaire a été utilisée pour l'alose d'été dans ASMFC (2017).

¹ Lors de la réunion d'examen par les pairs (MPO 2022), il a été décidé que, dans la zone saine, il était plus approprié d'avoir un seul point de référence fondé sur les prélèvements (plutôt qu'une gamme de valeurs) et d'utiliser $U_{90 \%RMD}$ comme point de référence cible fondé sur les prélèvements. C'est pour cette raison que le texte ici diffère de celui dans MPO (2022).

3. ESTIMATION DE L'ABONDANCE, DES TAUX DE MORTALITÉ PAR PÊCHE ET DES TAUX DE MORTALITÉ NATURELLE

3.1. GASPAREAU DE LA RIVIÈRE MARGAREE

3.1.1. Méthodes

Les modèles de population utilisés pour estimer l'abondance, les taux de mortalité par pêche et les taux de mortalité naturelle du gaspareau de la rivière Margaree sont décrits dans cette section. Deux modèles structurés selon l'âge sont utilisés : une analyse de population virtuelle (APV) décrite à l'origine par Chaput et ses collaborateurs (2001) et un modèle statistique des captures selon l'âge (SCA), décrit à l'origine par Gibson et Myers (2003b). Les données disponibles pour l'ajustement de ces modèles sont les suivantes :

4. débarquements commerciaux (de 1983 à 2019);
5. données sur la composition selon l'âge représentatives du nombre de poissons capturés dans le cadre de la pêche commerciale par année, âge et nombre de fraies antérieures (de 1983 à 2019);
6. indice d'abondance des larves considéré comme un indice de la biomasse des reproducteurs (de 1983 à 2000 avec des années manquantes);
7. indice de la CPUE considéré comme un indice de l'abondance totale des poissons retournant dans la rivière pour frayer avant les prélèvements par la pêche (de 1983 à 2019);
8. estimations de paramètres du cycle biologique, y compris le poids selon l'âge et les taux de mortalité naturelle.

Les débarquements commerciaux, les données sur la composition selon l'âge, la série chronologique de la CPUE et les estimations de paramètres du cycle biologique sont décrits dans Breau et Gibson (2024). L'indice d'abondance des larves est décrit dans Chaput *et al.* (2001). La population de gaspareau de la rivière Margaree est principalement constituée de gaspareau (*A. pseudoharengus*), et les estimations de l'abondance et de la mortalité ne sont donc produites que pour cette espèce.

Ces deux modèles diffèrent des modèles de pêche traditionnels structurés selon l'âge utilisés pour les populations de poissons marins. La principale différence réside dans le fait qu'au lieu de suivre l'abondance de classes d'âge individuelles (cohortes) dans le temps, des sous-cohortes sont définies sur la base des classes d'âge et de l'âge à la maturité. Ainsi, au lieu de suivre l'abondance par année et par âge à l'aide d'une matrice bidimensionnelle (année et âge), le cœur de ces modèles est une matrice tridimensionnelle qui suit l'abondance par année, par âge et par nombre de fraies antérieures. Cette approche est nécessaire, car les poissons immatures qui ne retournent pas dans la rivière pour frayer ne sont pas disponibles pour la pêche. Pour cette raison, les équations utilisées pour calculer au moins les taux de mortalité par pêche selon l'âge, la biomasse des reproducteurs, la BRR et le RPR dans les modèles de pêche en milieu marin ne correspondent pas au cycle biologique des espèces d'*Alosa* et aux caractéristiques des pêches en rivière les ciblant (Gibson et Myers 2003b). La principale différence entre les modèles APV et SCA est que, dans le modèle APV, l'historique des captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures est supposé connu sans erreur, alors que le modèle SCA est ajusté aux données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures, ce qui permet des erreurs dans la reconstitution de ces données (Gibson *et al.* 2003b).

3.1.1.1. Modèles statistiques des captures selon l'âge

Gibson et Myers (2001) et Gibson et Myers (2003a,b) décrivent des variantes d'un modèle statistique des captures selon l'âge conçu pour estimer l'abondance, les taux de mortalité par pêche et le taux de mortalité naturelle (parfois) pour les espèces anadromes d'*Alosa* ciblées par des pêches en rivière. Le cœur du modèle est une matrice tridimensionnelle utilisée pour estimer l'abondance dans le temps par année, âge et nombre de fraies antérieures. Le modèle est ajusté aux données disponibles en minimisant la valeur d'une fonction objective qui est la somme des vraisemblances (parfois pondérées) associées à chaque ensemble de données. Ici, les données disponibles sont celles sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures, l'indice d'abondance des larves, l'indice de la CPUE de la pêche commerciale et les débarquements commerciaux (Breau et Gibson 2024). Plusieurs variantes du modèle ont été explorées, notamment : l'ajout ou la suppression des séries chronologiques de l'abondance des larves et/ou de la CPUE, l'estimation ou non du taux de mortalité naturelle et l'utilisation de différentes structures d'erreur lors de l'ajustement aux données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures. Le modèle est le suivant :

$$N_{t+1,a+1,p+1} = N_{t,a,p}(1 - u_t)e^{M^{adulte}}$$

On s'intéresse au nombre de poissons retournant dans la rivière l'année t , à l'âge a , qui ont frayé p fois auparavant, noté $N_{t,a,p}$. Le gaspareau de la rivière Margaree atteint la maturité entre les âges 2 et 6, la majorité atteignant la maturité à l'âge 3 ou 4. Nous avons établi le modèle pour estimer le nombre de reproducteurs frayant pour la première fois dans chaque classe d'âge (2 à 6) chaque année ($N_{t,a,0}$), et le taux d'exploitation chaque année (u_t), en supposant une pêche non sélective. Nous avons tenté d'estimer le taux instantané de mortalité naturelle pour les poissons adultes (M^{adulte}), en supposant que M^{adulte} est constante pour toutes les classes d'âge et les années, ce qui n'a pu être estimé qu'à l'aide de configurations spécifiques du modèle. L'abondance selon l'âge et le nombre de fraies antérieures ont été projetés dans le temps comme suit.

Le nombre de poissons capturés au cours de l'année t est calculé comme suit :

$$C_t = \sum_a \sum_p (N_{t,a,p} u_t)$$

et le nombre de reproducteurs au cours de l'année t , S_t , comme suit :

$$S_t = \sum_a \sum_p N_{t,a,p}(1 - u_t)$$

La biomasse des reproducteurs au cours de l'année t , BSR_t , est calculée comme suit :

$$BSR_t = \sum_a \sum_p N_{t,a,p}(1 - u_t)w_a$$

où w_a est le poids selon l'âge.

L'âge de recrutement est défini comme l'âge 2. Le nombre de recrues au cours de l'année t , R_t , est donné par :

$$R_t = \sum_{a=2}^6 (N_{t+a,a}/e^{-M^{juv}(a-2)}).$$

Nous ne disposons pas des données nécessaires pour estimer M^{juv} dans les modèles et avons supposé une valeur constante de 0,4 basée sur la relation empirique entre la longévité (âge

maximum de 11) et la mortalité naturelle développée par Hoenig (1983). Cette valeur n'est pas utilisée dans l'estimation des taux d'exploitation ou de $N_{t,a,ps}$; elle est uniquement utilisée dans le calcul du nombre de recrues.

Pour adapter le modèle à l'indice d'abondance des larves, la valeur de l'indice pour l'année t , I_t^{larves} est calculée comme suit :

$$I_t^{préd} = qBSR_t,$$

où q est le coefficient de capturabilité.

Afin de permettre une hyperstabilité de l'indice de la CPUE (Harley *et al.* 2001), une fonction de puissance est utilisée pour l'ajustement de cette série chronologique :

$$CPUE_t^{préd} = g \left(\sum_a \sum_p N_{t,a,p} w_a \right)^h,$$

où g et h sont les paramètres de la fonction de puissance et $CPUE_t$ est la valeur de l'indice de la CPUE pour l'année t . Une valeur de $h = 1$ indique que la CPUE est proportionnelle à l'abondance, tandis qu'une valeur de $h < 1$ indique une hyperstabilité (l'indice décline plus lentement que l'abondance) et qu'une valeur de $h > 1$ indique un hyperappauvrissement (l'indice décline plus rapidement que l'abondance).

Modèle d'abondance initiale selon l'âge et le nombre de fraies antérieures

Le remplissage de la matrice avec les données sur l'âge et le nombre de fraies la première année a été réalisé en ajoutant quatre paramètres estimés au modèle : trois abondances initiales correspondant aux nombres de reproducteurs n'ayant jamais frayé dans les classes d'âge à la maturité 3 à 5 ($N_{t,a,0}$), et une valeur initiale de Z , Z_{init} , utilisée pour estimer l'abondance des reproducteurs ayant déjà frayé. La première année, la matrice a été remplie en utilisant :

$$N_{t,a+1,p+1} = N_{t,a,p} e^{Z_{init}}$$

Ajustement du modèle

Le modèle est ajusté aux données en minimisant la somme d'une valeur de fonction objective qui est la somme pondérée des parties non constantes de la vraisemblance pour chaque composante du modèle. Lors de l'ajustement aux captures commerciales, à l'indice d'abondance des larves et à l'indice de la CPUE, une vraisemblance log-normale est utilisée :

$$\begin{aligned} \ell_{captures} &= - \sum_t \left(\ln C_t^{obs} - \ln C_t^{préd} \right)^2, \\ \ell_{CPUE} &= - \sum_t \left(\ln CPUE_t^{obs} - \ln CPUE_t^{préd} \right)^2, \\ \ell_{larves} &= - \sum_t \left(\ln I_t^{obs} - \ln I_t^{préd} \right)^2. \end{aligned}$$

où « obs » et « préd » indiquent la valeur observée et la valeur prédite pour chaque composante.

Il existe quelques options pour l'ajustement aux données sur la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures. En théorie, une distribution appropriée serait basée à la fois sur l'erreur de processus et l'erreur d'observation. Alors que l'erreur de processus (résultant de la variation de la survie) conduirait à une distribution log-normale, étant donné la façon dont les

données sur l'âge et les fraies antérieures sont calculées (Breau et Gibson 2024), la distribution appropriée n'est pas claire (cela ne signifie pas que la méthode de calcul est inappropriée). L'utilisation d'une distribution log-normale pour l'ajustement à ces données présente quelques inconvénients. Tout d'abord, l'ensemble de données contient de nombreux zéros, ce qui nécessite l'ajout d'une petite constante pour l'ajustement à ces données, dont l'effet n'est pas clair. En outre, l'abondance dans certaines catégories d'âge et de fraie antérieure est basée sur l'observation de très peu de poissons par rapport aux catégories d'âge et de fraie antérieure plus abondantes, et la détermination de l'âge des poissons âgés n'est pas toujours aussi certaine que celle des poissons jeunes. La probabilité log-normale pondère ces valeurs de manière égale, bien qu'il y ait probablement moins de certitude dans l'abondance des catégories d'âge et de fraie antérieure les moins abondantes. Cette approche a été explorée dans la présente évaluation, mais les résultats n'ont pas été repris en raison de problèmes liés aux raisons susmentionnées.

Lorsqu'elle est combinée à la vraisemblance de capture ci-dessus, une solution de rechange consiste à ajuster le modèle aux données de composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures en utilisant la partie non constante d'une vraisemblance multinomiale pour l'ajustement aux proportions selon l'âge et le nombre de fraies antérieures :

$$\ell_{composition} = - \sum_t \sum_a \sum_p (n_{t,a,p}^{obs} \ln p_{t,a,p}),$$

où $n_{t,a,p}^{obs}$ est le nombre observé de poissons d'âge a qui ont frayé p fois auparavant dans un échantillon prélevé au cours de l'année t , et $p_{t,a,p}$ est la proportion prédite de poissons dans chaque catégorie d'âge et de fraie antérieure au cours de cette année. Cette approche présente l'avantage que la contribution à la fonction objective des classes d'âge et de fraie antérieure les moins abondantes est moins importante que celle des classes d'âge et de fraie antérieure les plus abondantes. Toutefois, les classes d'âge et de fraie antérieure dont l'abondance observée est égale à zéro ne contribuent pas directement à la vraisemblance.

Une autre approche consiste à ajuster les données de composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures à l'aide d'une structure d'erreur normale. Bien que, sur une base théorique, cette structure additive soit incompatible avec la nature multiplicative de la survie, elle présente l'avantage que les classes d'âge et de fraie antérieure avec des abondances observées de zéro contribuent toujours à la vraisemblance, et que la contribution à la vraisemblance des classes d'âge et de fraie antérieure de faible abondance est toujours pondérée à la baisse par rapport aux classes d'âge et de fraie antérieure de grande abondance. Ici, la partie non constante de la vraisemblance est donnée par :

$$\ell_{composition} = - \sum_t \sum_a \sum_p (n_{t,a,p}^{obs} - n_{t,a,p}^{préd})^2$$

Cette approche peut être sensible à la taille de l'échantillon : lorsque la taille de l'échantillon est petite, les classes d'âge et de fraie antérieure moins abondantes sont moins susceptibles d'apparaître dans l'échantillon.

La contribution relative de chaque vraisemblance à la fonction objective a été contrôlée à l'aide d'un ensemble de valeurs de pondération, λ_i , sélectionnées pour éviter qu'une partie de la fonction objective ne domine l'ajustement et pour explorer l'effet des différentes sources de données sur les résultats du modèle.

$$O.B.V. = -(\lambda_1 \ell_{composition} + \lambda_2 \ell_{capture} + \lambda_3 \ell_{CPUE} + \lambda_4 \ell_{larves})$$

Étant donné que les données relatives à la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures sont introduites en tant que nombre total de poissons par âge et nombre de fraies antérieures capturés dans la pêche, $\ell_{capture}$ est supprimé de l'équation de la fonction objectif lorsque la vraisemblance normale (ou log-normale) est utilisée pour éviter d'incorporer deux fois les données sur les captures totales.

Nous avons ajusté ces modèles en utilisant AD Model Builder (Fournier 1996). AD Model Builder utilise la bibliothèque d'auto-différenciation C++ pour l'ajustement rapide de modèles non linéaires complexes, dispose de capacités bayésiennes et de vraisemblance de profil (non utilisées ici) et est conçu spécifiquement pour l'ajustement de ces types de modèles.

3.1.1.2. Analyse de population virtuelle

La dernière évaluation publiée de l'état du gaspateau de la rivière Margaree (Chaput *et al.* 2001) a utilisé une APV pour estimer l'abondance et les taux de mortalité par pêche. Pour assurer la continuité avec la dernière évaluation, l'APV a été mise à jour avec les données récentes sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures, mais ajustée avec un indice d'ajustement différent. Chaput et ses collaborateurs (2001) ont utilisé l'indice d'abondance des larves pour ajuster l'APV. Cette série de données a été interrompue en 2001. Dans l'évaluation présentée ici, l'APV est ajustée à l'aide de la série chronologique de la CPUE provenant de la pêche.

Une APV utilise des données dépendantes de la pêche pour reconstituer la taille passée d'un stock à partir des taux de mortalité (Jennings *et al.* 2001). Le nombre de poissons vivants dans chaque cohorte est estimé par un calcul rétrospectif ajoutant le nombre de poissons débarqués et une estimation de la mortalité naturelle à la dernière classe d'âge dans chaque sous-cohorte d'âge à la maturité comme suit :

$$N_{t,a,p} = \frac{N_{t+1,a+1,p+1}}{\exp(-M)} + C_{t,a,p}$$

Un indice d'abondance des larves était disponible pour ajuster l'APV dans Chaput *et al.* (2001), mais cet indice a été interrompu en 2001. Dans cette évaluation, les CPUE dérivées des journaux de bord des pêcheurs ont été utilisées pour ajuster les F de la dernière année et de l'âge le plus élevé en minimisant le logarithme de la biomasse totale et de l'indice de la CPUE pour chaque sous-cohorte. Une valeur de $M = 0,4$ a été utilisée dans le modèle, en partie pour faciliter la comparaison avec l'évaluation précédente, et en partie pour fournir un scénario avec une valeur de M inférieure à celle estimée avec le modèle SCA. Cette valeur peut être faible compte tenu des estimations issues d'approches théoriques (Breau et Gibson 2024), ainsi que des estimations obtenues ici avec le modèle SCA.

Le taux d'exploitation annuel, u_t , est calculé comme suit :

$$u_t = \frac{\sum_a \sum_p C_{t,a,p}}{\sum_a \sum_p N_{t,a,p}}$$

La biomasse annuelle des reproducteurs, BSR_t , est calculée comme suit :

$$BSR_t = \left(\sum_{a,p} N_{t,a,p} - \sum_{a,p} C_{t,a,p} \right) w_t$$

Le modèle est ajusté dans EXCEL.

3.1.1.3. Sélection d'un modèle préféré

Merritt et Quinn (2000) suggèrent que le conservatisme et la plausibilité biologique des estimations des paramètres sont deux critères qui peuvent être utilisés pour faire un choix entre des modèles possibles et pour évaluer les données auxiliaires. À ces critères, nous avons ajouté : l'existence éventuelle de problèmes de convergence (le modèle produit-il une matrice hessienne), l'existence éventuelle de problèmes rétrospectifs (intervalles de confiance pour les estimations de *BSR* et de *F* au cours des quelques dernières années), la possibilité pour le modèle d'estimer le taux de mortalité naturelle et une faible valeur de σ pour le modèle des reproducteurs-recrues. L'application de ces critères s'est faite de manière qualitative.

3.1.2. Résultats

Plusieurs variantes du modèle SCA ont été étudiées au cours de cette évaluation. Les cinq principales variantes retenues sont l'APV et quatre variantes du modèle SCA. Trois d'entre elles ont été ajustées aux données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures à l'aide d'une vraisemblance multinomiale; l'une d'entre elles incluait à la fois les indices de la CPUE et de l'abondance des larves, une autre incluait uniquement l'indice de la CPUE, et une dernière a été ajustée sans indice. La quatrième variante a été ajustée uniquement aux données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures à l'aide d'une vraisemblance normale. Lorsque les indices ont été inclus dans le modèle, le taux de mortalité naturelle a pu être estimé. L'application qualitative des critères de sélection d'un modèle est résumée dans le tableau 3. Le modèle SCA 3 a été choisi comme modèle préféré, principalement parce qu'il permettait d'estimer le taux de mortalité naturelle et qu'il présentait le plus faible σ pour le modèle des reproducteurs-recrues. L'évaluation de l'état au moyen de l'APV a également été retenue.

Le graphique de corrélation pour l'indice d'ajustement à la CPUE pour l'APV est présenté à la figure 2 et, pour les modèles SCA 1 et 3, les ajustements aux débarquements commerciaux et aux indices sont présentés à la figure 3. Les modèles SCA ont été pondérés pour un ajustement étroit aux débarquements commerciaux, reflétant une plus grande certitude dans cette valeur que dans les données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures ou les indices. Les deux modèles SCA capturent la tendance de base de la série chronologique de l'indice, bien qu'il y ait une grande variabilité dans la première partie de la série chronologique de la CPUE qui n'est pas bien capturée. Une hyperstabilité modérée était évidente dans l'indice de la CPUE (estimation par le modèle SCA 3 de $h = 0,652$; erreur-type = 0,025).

Les ajustements du modèle SCA 3 aux données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures sont présentés à la figure 4 (a à h). Les ajustements sont généralement proches, bien que les résidus (figure 5) indiquent quelques problèmes d'ajustement au pic d'abondance au milieu des années 1980 et un schéma de surestimation des reproducteurs d'âge 3 frayant pour la première fois (peut-être en raison de la sélectivité de la pêche ou d'un taux de mortalité naturelle différent pour cette sous-cohorte après sa première fraie). Bien qu'il existe une tendance, les écarts sont faibles. On peut s'en rendre compte en comparant l'important résidu pour les reproducteurs d'âge 3 frayant pour la première fois en 1988 avec les valeurs observées et ajustées pour la cohorte de 1985 arrivant à maturité à l'âge 3 (figure 4b, deuxième rangée, deuxième panneau à partir de la gauche).

Les estimations du taux d'exploitation et de *BSR* varient entre les cinq modèles (figure 6). Lorsqu'ils sont estimés avec les modèles APV, SCA 2 et SCA 4, les taux d'exploitation sont plus élevés et les estimations de *BSR* sont plus faibles, probablement en raison de la différence des taux de mortalité naturelle entre les modèles. Les estimations du taux d'exploitation selon les modèles APV, SCA 1 et SCA 3 chutent au cours des dernières années, une tendance qui n'est

pas évidente dans les modèles SCA sans les indices (2 et 4). Les intervalles de confiance sont larges pour les dernières années dans les modèles sans les indices, ce qui affaiblit le soutien de ces estimations (mais voir le graphique rétrospectif pour le modèle SCA 2).

Le schéma rétrospectif pour l'APV est présenté à la figure 7, et ceux pour les modèles SCA 2 et SCA 3 le sont à la figure 8. Celui du modèle SCA 2 montre une variation dans les estimations de la dernière année, mais sans tendance (ce qui reflète le bruit dans les données). Le schéma rétrospectif pour le modèle SCA 3 est à peine meilleur que celui pour l'APV.

Les profils de maturité varient légèrement entre les cinq modèles (tableau 4).

Les estimations du taux d'exploitation, de la BSR et du recrutement selon le modèle SCA 3 figurent au tableau 5 à titre de référence.

Les relations RPR, BRR et RR dérivées du modèle SCA 3 sont présentées à la figure 9. La majorité des données RR sont de faible abondance et, comme le gaspateau en général, présentent une grande variabilité. Les résidus RR (figure 10) fluctuent dans le temps et présentent un schéma de magnitude décroissante et une tendance à regrouper les résidus positifs ou négatifs, bien que l'autocorrélation entre les âges 1 et 4 ne soit pas significative. Les résidus plus importants dans la première partie de la série chronologique résultent probablement de l'augmentation et de la diminution rapides de l'abondance au milieu des années 1980.

La surface de vraisemblance conjointe pour les paramètres RR (figure 11) présente la « forme de banane » typique des surfaces de vraisemblance RR en raison de la corrélation des paramètres du modèle. La région de confiance à 95 % pour les paramètres du modèle couvre une région avec une population plus productive, mais plus petite, et une population moins productive, mais plus grande. Le point de référence $U_{\max,E(C)}$ intègre officiellement ces scénarios.

Les estimations du paramètre de recrutement du stock, du taux de mortalité naturelle et des points de référence d'après les cinq modèles sont présentées au tableau 6. La valeur de α est la plus élevée dans le modèle SCA 3 et la plus faible dans le modèle APV. La valeur de $BRR_{F=0}$ est la plus élevée dans le modèle APV et la plus faible dans le modèle ayant le taux de mortalité naturelle estimé le plus élevé (SCA 1). Les taux de mortalité par pêche de référence suivent un schéma similaire : les valeurs de U_{RMD} et de $U_{\max,E(C)}$ sont les plus basses dans le modèle APV. De même, les points de référence fondés sur la biomasse sont les plus élevés dans le modèle APV.

La courbe de rendement associée au modèle SCA 3 présente une forme « aplaniée » (figure 12). Une réduction du rendement de 10 % par rapport au RMD (sans surexploitation de la population) correspond à une diminution du taux d'exploitation de 56 % à 35 % (tableau 6). Cela s'accompagne d'un quasi-doublement de la biomasse des reproducteurs (figure 12). Le recrutement ne change pas de manière aussi significative en raison des effets dépendants de la densité.

L'incertitude des paramètres RR et des points de référence associés a été évaluée à l'aide des résultats du modèle SCA 3. La capacité de simulation par chaîne de Markov d'ADMB a été utilisée pour produire des chaînes de Markov des paramètres RR. Ces résultats ont été mis en correspondance avec les points de référence à l'aide des fonctions RR, BRR et RPR décrites ci-dessus. En dehors des limites placées sur la gamme ou les valeurs plausibles pour alpha (0 à 10 000 recrues d'âge 2 par kilogramme de biomasse reproductrice) et K (0 à 10 000 000 kilogrammes), aucun a priori n'a été spécifié. Les chaînes de Markov utilisées dans l'analyse ont été générées en utilisant 8,8 millions d'itérations en sauvegardant chaque 8 000^e itération après un rodage de 1 200 000. Les résultats de ces analyses (tableau 7) soutiennent généralement l'utilisation de l'estimation du maximum de vraisemblance à des fins

d'évaluation, bien qu'une partie importante de la densité de probabilité pour les points de référence fondés sur la biomasse et un taux de prélèvement soit inférieure à l'estimation du maximum de vraisemblance pour le point de référence.

3.1.3. État

Bien que les résultats de tous les modèles étudiés ici diffèrent légèrement, tous les modèles indiquent que la population de gaspureau de la rivière Margaree a été surexploitée pendant la majorité des années et que la BSR a été inférieure au PRS pendant la plupart des années depuis les années 1980. Lorsque l'état est déterminé à l'aide du modèle SCA 3, la population est surexploitée pendant la plupart des années (figure 13) et l'abondance se situe principalement dans la zone de prudence. Lorsque l'état est déterminé à l'aide du modèle APV, les points de référence fondés sur la biomasse sont déplacés vers des valeurs plus élevées et les estimations du taux d'exploitation annuel sont plus élevées (figure 14), fort probablement parce qu'une plus grande partie de la mortalité totale est attribuée à la pêche. L'abondance se situe principalement dans la zone critique ou près de la limite entre les zones critique et de prudence lorsqu'elle est estimée à l'aide de ce modèle.

3.2. GASPAREAU (*A. PSEUDOHARENGUS*) ET ALOSE D'ÉTÉ DE LA RIVIÈRE MIRAMICHI

3.2.1. Méthodes

Les données sur les débarquements commerciaux ne sont pas disponibles pour les pêches de gaspureau (*A. pseudoharengus*) et d'alose d'été (*Alosa aestivalis*) de la rivière Miramichi. Les données disponibles pour évaluer l'état (taux de mortalité et/ou biomasse) de chaque espèce sont des données provenant des filets-trappes installés dans chaque bras en amont des lieux de pêche. Elles comprennent le nombre de poissons de chaque espèce qui ont été capturés de 2001 à 2019, ainsi que des données sur l'âge et le nombre de fraies antérieures, actuellement disponibles de 2006 à 2013, à l'exclusion de 2011 (Breau et Gibson 2024). La pêche du gaspureau de la rivière Miramichi a été évaluée pour la dernière fois à l'aide des données de 1983 à 2000 (Chaput et Atkinson 2001; MPO 2001). Aucun échantillonnage de la pêche n'a eu lieu après 2000 et les données postérieures à 2000 proviennent exclusivement des captures et de l'échantillonnage effectués aux filets-trappes repères de l'estuaire du MPO dans la Miramichi.

Lors de l'évaluation de l'état par rapport aux taux d'exploitation, il est proposé d'utiliser les trois zones d'état (sous-exploitation, pleine exploitation et surexploitation), avec les valeurs U_{RMD} et $U_{90\%RMD}$ pour la rivière Margaree afin de délimiter les zones. Les points de référence fondés sur les prélèvements ne sont appropriés que lorsque la population se trouve dans la zone saine.

Le nombre d'années pour lesquelles on dispose de données sur l'âge est faible pour permettre l'ajustement d'un modèle basé sur la cohorte afin d'estimer les taux de mortalité totale et les taux d'exploitation, et le nombre de poissons capturés dans les filets-trappes varie d'une année à l'autre. Pour ces raisons, les courbes de capture sont utilisées dans cette analyse. Les captures dans les filets-trappes fournissent une série chronologique de l'abondance, mais en l'absence d'information sur le nombre de poissons restant après la pêche, la mise à l'échelle des points de référence fondés sur la biomasse est problématique. Les hypothèses des analyses entreprises ici sont les suivantes :

1. la dynamique de la population de gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree peut servir d'approximation pour les populations d'alose d'été et de gaspareau de la rivière Miramichi;
2. comme il n'y a pas eu de changements significatifs récents (depuis 2001) dans la pêche, l'abondance est proche d'un équilibre stochastique (l'abondance est variable, voire très variable, autour d'une moyenne stable);
3. en mettant à l'échelle la dynamique (la relation entre les taux de mortalité totale et la biomasse) de la population de gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree par rapport à sa biomasse en l'absence de pêche, les estimations du taux de mortalité totale à partir des courbes de capture peuvent fournir des informations sur la biomasse et l'état du stock (si la population devrait se trouver dans la zone critique, de prudence ou saine).

La remise à l'échelle de l'indice des filets-trappes en tant qu'approximation a été envisagée, mais n'a pas été approfondie en raison de l'incertitude quant à la manière d'aborder sa variabilité.

Les taux instantanés de mortalité totale et les taux d'exploitation ont été estimés à l'aide de courbes de capture. Le taux instantané de mortalité totale, Z , peut être estimé de deux manières, toutes deux à l'aide d'un modèle linéaire généralisé supposant une distribution de Poisson et une fonction de lien logarithmique. Le premier modèle :

$$E(N_a) = \exp(\log(N_0) - Za)$$

est une analyse « typique » de la courbe de capture dans laquelle le nombre attendu de poissons d'âge a (N_a) est modélisé en fonction du nombre de poissons d'âge 0 (N_0) et Z .

Le deuxième modèle est l'extension pour incorporer l'historique de fraie :

$$E(N_{\tau,ps}) = \exp(\log(N_{\tau,0}) - Zfa)$$

où $N_{\tau,ps}$ est le nombre de poissons arrivés à maturité à l'âge τ et fa est le nombre de fraies antérieures (zéro pour un reproducteur frayant pour la première fois). Ici, il y a un terme d'interception séparé, $N_{\tau,0}$, pour chaque âge possible à la maturité. Outre les problèmes liés à la détermination de l'âge, cette seconde approche s'est avérée plus performante pour les gaspareaux anadromes itéropares (Gibson *et al.* 2016, Billard 2020) et elle est utilisée ici. Les catégories d'âge à la maturité et de nombre de fraies antérieures dont l'abondance était nulle ont été supprimées des données avant l'ajustement du modèle. Les taux d'exploitation sont calculés à partir de Z en utilisant le taux de mortalité naturelle selon les modèles APV et SCA 3.

Pour déterminer si les populations se trouvent dans les zones de prélèvement de référence de pleine exploitation ou de surexploitation, les valeurs seuils (U_{RMD} et $U_{90\%RMD}$) de la rivière Margaree selon les modèles SCA 3 et APV sont utilisées.

Pour déterminer l'état des stocks (si les populations se trouvent dans la zone saine, de prudence ou critique), la biomasse à l'équilibre correspondant aux taux de mortalité totale estimés pour chaque espèce dans chaque bras est calculée. L'état est approximé en utilisant la gamme des valeurs estimées.

3.2.2. Résultats

Les captures annuelles dans les filets-trappes situés dans les bras nord-ouest et sud-ouest sont présentées à la figure 14. Les poissons capturés sont principalement des aloses d'été et les captures semblent variables à l'échelle des données. Les années pour lesquelles on dispose de données sur la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures couvrent presque toute la gamme de valeurs d'abondance de chaque espèce dans chaque bras.

D'après les captures au filet-trappe, l'abondance des populations d'alose d'été dans les deux bras a eu tendance à diminuer depuis les années où l'on disposait de données sur la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures. L'abondance de gaspareau (*A. pseudoharengus*) dans le bras sud-ouest a également suivi une tendance à la baisse; la tendance pour la population de gaspareau dans le bras nord-ouest est moins claire.

L'abondance relative selon l'âge à la maturité et le nombre de fraies antérieures pour l'alose d'été et le gaspareau (*A. pseudoharengus*) dans les deux bras est illustrée aux figures 15 à 18. Pour les deux espèces, la plupart des poissons frayent pour la première fois à l'âge 3 ou 4, avec une grande variabilité dans le nombre de reproducteurs frayant pour la première fois. Pour l'alose d'été dans les deux bras, il y a peu de poissons qui frayent pour la troisième fois et, pour le gaspareau, il y a peu de poissons qui frayent pour la deuxième fois.

Les taux instantanés de mortalité totale et les taux d'exploitation diffèrent entre les bras et les espèces et, dans certains cas, sont sensibles au modèle utilisé (tableau 8). Pour le gaspareau *A. pseudoharengus* du bras nord-ouest, les résultats indiquent que la population a été surexploitée au cours de toutes les années pour lesquelles des données sont disponibles, quel que soit le modèle utilisé (tableau 8).

Pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) du bras sud-ouest, les résultats indiquent que la population a été surexploitée six années sur sept et sous-exploitée une année (tableau 8).

Les résultats pour l'alose d'été du bras nord-ouest sont plus variables, allant de population sous-exploitée (une année) à surexploitée (trois années), et pleinement exploitée pendant trois années (tableau 8).

Les taux instantanés de mortalité totale sont plus faibles pour l'alose d'été du bras sud-ouest. Cette population a été sous-exploitée pendant six années et surexploitée pendant une année (tableau 8).

A l'équilibre, la relation entre le taux instantané de mortalité totale et le pourcentage de la biomasse à l'équilibre non pêchée selon les modèles APV et SCA 3 est présentée à la figure 19. Les taux instantanés de mortalité totale correspondant à BSR_{RMD} selon les modèles APV et SCA 3 sont respectivement de 1,13 et 1,52. Les taux correspondant à K selon les deux modèles sont respectivement de 1,55 et 2,32 (tableau 9).

Les résultats de l'extrapolation des taux de mortalité totale à l'état du stock, basés sur l'hypothèse que la population serait proche de l'équilibre, varient d'une population à l'autre. D'après les résultats du modèle SCA 3 (figure 20), si la population de gaspareau (*A. pseudoharengus*) du bras nord-ouest est proche de l'équilibre sur la base de ces taux de mortalité, elle devrait se situer près de la limite entre les zones critique et de prudence. En revanche, le gaspareau du bras sud-ouest se situerait à la limite entre les zones de prudence et saine (deux points dans la zone saine et cinq dans la zone de prudence). L'alose d'été du bras nord-ouest a une gamme plus large de valeurs, allant de près de la limite entre les zones critique et de prudence à tout à fait dans la zone saine (figure 20). L'analyse est peut-être moins informative sur l'état de l'alose d'été du bras sud-ouest, pour laquelle les déterminations de l'état varient de près de la biomasse d'équilibre non pêchée, à tout à fait dans la zone critique (figure 20).

Les déterminations de l'état utilisant les résultats du modèle APV pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree comme approximation pour la dynamique de la population sont plus pessimistes (figure 21). Pour le gaspareau, les données indiquent que les populations se trouvent dans la zone de prudence ou en dessous. Pour l'alose d'été du bras nord-ouest, un seul point est au-dessus de la limite entre les zones critique et de prudence. Pour l'alose d'été du bras sud-ouest, la valeur maximale est légèrement supérieure à 50 % de

la biomasse à l'équilibre non pêchée, alors que la valeur maximale est proche de 100 % d'après le modèle SCA 3.

3.2.3. État

Pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) du bras nord-ouest, les résultats indiquent que la population a été surexploitée toutes les années pour lesquelles il existe des données, quel que soit le modèle utilisé (tableau 8). Pour le gaspareau du bras sud-ouest, les résultats indiquent que la population a été surexploitée six années sur sept et sous-exploitée une année. Les résultats pour l'alose d'été du bras nord-ouest sont plus variables, la population ayant été surexploitée trois années, pleinement exploitée trois années et sous-exploitée une année. Les taux instantanés de mortalité totale sont plus faibles pour l'alose d'été du bras sud-ouest. Cette population a été sous-exploitée six années et surexploitée une année. Lors de la dernière évaluation en 2000, les taux d'exploitation dans la rivière Miramichi étaient élevés. L'analyse de la courbe des captures au filet-trappe de recherche indique que les taux d'exploitation estimés sont très élevés pour le gaspareau et l'alose d'été et qu'ils sont restés élevés depuis les évaluations précédentes (MPO 2001; Chaput et Atkinson 2001). En particulier pour le gaspareau du bras nord-ouest, dont la population a été surexploitée toutes les années, les analyses indiquent que l'état selon l'abondance ne se situe pas dans la zone saine.

3.3. PROPOSITION POUR L'ÉVALUATION DU GASPAREAU DANS LES RIVIÈRES NON SURVEILLÉES

Dans le cadre pour l'élaboration d'un programme d'évaluation du gaspareau dans la région des Maritimes, Gibson et ses collaborateurs (2016) ont proposé que la collecte de données pour l'ajustement des courbes de capture (proportions selon l'âge et le nombre de fraies antérieures) soit utilisée comme méthode pour évaluer si les taux d'exploitation (ou la mortalité totale) se situent dans la fourchette appropriée. Les courbes de capture présentent des problèmes inhérents (biais et variabilité) qui ont été bien décrits (Smith *et al.* 2012, Millar 2014). Pour les espèces dont la durée de vie est relativement courte comme le gaspareau, pour lesquelles seules quelques classes d'âge sont disponibles pour l'ajustement des courbes, les méthodes traditionnelles utilisant l'âge comme variable indépendante sont peu performantes (Gibson *et al.* 2016, Billard 2020). Une recommandation visant à évaluer d'autres méthodes d'ajustement des courbes de capture a été formulée dans le cadre de la région des Maritimes. Ce travail a été entrepris par Billard (2020), qui a mis à l'essai deux structures de modèle ajustées aux données simulées avec un modèle fondé sur le cycle biologique en utilisant quatre modèles statistiques. L'utilisation de l'âge à la maturité et de l'information sur les fraies antérieures comme variables indépendantes a amélioré l'exactitude et la précision des estimations par rapport à l'utilisation de l'âge comme variable indépendante, mais n'a pas complètement résolu les problèmes, en particulier lorsque le taux d'exploitation simulé était élevé (figure 22).

Dans le domaine de la science halieutique, l'évaluation de la précision et de l'exactitude des modèles et des estimateurs a été remplacée par la mise à l'essai de systèmes de gestion, connue sous le nom d'évaluation des stratégies de gestion. Billard (2020) a également entrepris une évaluation des stratégies de gestion qui a montré que, malgré leurs problèmes inhérents, l'utilisation de courbes de capture comme méthode d'évaluation, associée à des changements de gestion raisonnablement fréquents pour augmenter ou diminuer le taux d'exploitation, peut amener le taux d'exploitation dans la gamme appropriée (figure 23). Gibson et ses collaborateurs (2016) ont proposé que cette méthode pourrait être appliquée à court terme, tout en reconnaissant qu'elle n'évalue pas tous les facteurs susceptibles d'influer sur la productivité des pêches (par exemple, un échec du recrutement pourrait conduire une population à l'extinction même si le taux d'exploitation se situe dans la gamme appropriée). En outre, elle

n'est pas entièrement conforme à l'approche de précaution, car le PRL et le PRS ne sont pas définis. Enfin, si l'approche est mise en œuvre, une considération essentielle est de savoir comment prélever un échantillon aléatoire de la distribution selon l'âge et le nombre de fraies antérieures qui soit représentatif de l'ensemble des reproducteurs en montaison.

4. DISCUSSION

Les pêches du gaspareau des Maritimes sont généralement gérées au moyen de contrôles de l'effort plutôt que de quotas. Cette approche est logique étant donné la grande variabilité de l'abondance des reproducteurs en montaison par rapport à ce à quoi on pourrait s'attendre compte tenu de la plus grande longévité et du taux de croissance de la population typique de certaines espèces marines (Myers *et al.* 1999). Dans la présente évaluation, plutôt que de choisir un seul point de référence supérieur fondé sur les prélèvements conformément à l'approche de précaution, nous avons utilisé une gamme de valeurs qui couvrent la gamme de taux d'exploitation produisant le RMD à l'extrémité supérieure jusqu'à 90 % du RMD à l'extrémité inférieure. Cette approche permet d'éviter les augmentations de l'effort de pêche (pour augmenter le taux d'exploitation) lorsque l'augmentation réelle du rendement serait faible; elle permet également d'éviter la situation où, si le taux d'exploitation est proche de celui qui produit le RMD, le statut de la pêche change chaque année en réponse à la variabilité annuelle dans la pêche. Les points de référence fondés sur les prélèvements ne sont appropriés que lorsque la population se trouve dans la zone saine.

La variabilité annuelle des taux d'exploitation des pêches du gaspareau en rivière peut provenir de plusieurs sources, notamment de facteurs environnementaux tels que le débit, qui peut affecter l'efficacité des engins de pêche, et lorsqu'il y a des jours de fermeture hebdomadaire, le moment de la montaison par rapport à ces jours. Ces sources ont des conséquences pour les changements de gestion visant à maintenir les taux d'exploitation dans une gamme appropriée. Bien qu'elle ne soit pas étudiée ici, la réduction de l'efficacité des engins (par exemple en réduisant la partie de la rivière bloquée au niveau des postes de pêche individuels) devrait permettre de réduire le taux d'exploitation, mais augmenterait en même temps l'effort nécessaire pour capturer une proportion appropriée de poissons. La réduction de la période d'ouverture de la pêche chaque semaine devrait également réduire le taux d'exploitation, mais pourrait en même temps accroître la variabilité de la proportion récoltée, selon que la pêche est ouverte ou non les jours où il y a beaucoup de poissons en montaison. Ce compromis entre l'effort pour obtenir la capture et la variabilité de la capture est un élément à prendre en considération pour décider comment maintenir les taux d'exploitation dans une gamme appropriée.

En ce qui concerne l'état de la population de gaspareau de la rivière Margaree et de la pêche la ciblant, bien qu'il y ait des différences dans les résultats, tous les modèles indiquent que pour la majorité des années, la population a été surexploitée et qu'elle se trouvait dans la zone critique ou de prudence. L'une des principales sources de différences est la valeur du taux de mortalité naturelle. Lorsque le taux de mortalité naturelle est introduit comme une valeur constante de 0,4 (par exemple, dans l'APV), les points de référence fondés sur la biomasse sont déplacés vers des valeurs plus élevées et les estimations du taux d'exploitation annuel sont plus élevées, fort probablement parce qu'une plus grande partie de la mortalité totale est attribuée à la pêche. L'abondance se situe principalement dans la zone critique ou près de la limite entre les zones critique et de prudence lorsqu'elle est estimée à l'aide de ce modèle. Lorsque la mortalité naturelle est plus élevée, comme c'est le cas lorsqu'elle est estimée dans le modèle SCA 3, la population est encore surexploitée la plupart des années, mais l'abondance se situe dans la zone de prudence une plus grande partie des années.

Le taux de mortalité naturelle est un paramètre clé dans les modèles d'évaluation de stock. Dans ce processus, des valeurs ont été proposées sur la base de relations théoriques et elles ont également été estimées avec le modèle pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. La faible erreur-type de l'estimation du modèle SCA 3, associée à la similitude avec l'estimation basée sur le Tmax (Breau et Gibson 2024), soutient la valeur utilisée dans cette évaluation. Toutefois, lorsqu'un modèle SCA très similaire a été exécuté en utilisant uniquement les données jusqu'en 1999 (Gibson et Myers 2003a), on a obtenu une valeur plus faible pour le taux de mortalité naturelle avec une petite erreur-type. En outre, certaines espèces ne se conforment pas aux relations théoriques pour l'estimation du taux de mortalité naturelle (le saumon atlantique en est un exemple). L'incertitude demeure quant à sa valeur. Dans la présente évaluation, bien que les valeurs des points de référence, de la biomasse des reproducteurs et du taux d'exploitation aient varié entre les exécutions de modèles avec différents taux de mortalité naturelle, la détermination de l'état général de la population de gaspareau de la rivière Margaree et de la pêche la ciblant reste similaire.

Si l'utilisation de courbes de capture comme base de gestion des pêches du gaspareau s'est avérée (par simulation) efficace pour contrôler les taux d'exploitation, les méthodes d'échantillonnage de la population pour obtenir des données sur la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures méritent un examen plus approfondi, en particulier la mesure dans laquelle elles produisent un échantillon aléatoire. L'utilisation prévue des données est également à prendre en considération. La méthode utilisée pour la rivière Margaree est destinée à être utilisée pour reconstituer les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures. Bien que ces données puissent être utilisées dans une courbe de capture, l'erreur statistique serait sous-estimée parce que la taille de l'échantillon n'est pas vraiment connue. Dans la région des Maritimes, où l'échantillonnage se fait généralement dans des échelles à poissons avec des dénombrements quotidiens, l'approche a consisté à collecter un grand nombre d'échantillons d'écailles (1 000 à 2 000). À la fin de la saison, un ensemble d'environ 500 échantillons d'écailles est tiré au hasard de la collection à l'aide d'un plan d'échantillonnage pondéré, où le rapport entre le dénombrement et le nombre d'échantillons prélevés chaque jour est utilisé comme poids. L'emplacement peut également jouer un rôle. Si la pêche ou l'échelle à poissons (par exemple) sont sélectives, l'échantillon n'est toujours pas aléatoire.

La question de la détermination de l'âge et du nombre de fraies antérieures à partir des écailles d'*Alosa* est d'actualité (p. ex., ASMFC 2020). L'utilisation des données et la source de l'erreur jouent également un rôle à cet égard. Par exemple, si les déterminations de l'âge sont systématiquement biaisées par une confusion entre la marque d'eau douce et le premier anneau, l'utilisation de courbes de capture et de modèles SCA sans modèle de recrutement du stock fournira toujours des estimations du taux de mortalité total, bien que des erreurs soient introduites dans l'estimation ultérieure des points de référence fondés sur le RMD. Si l'âge et le nombre de fraies antérieures sont faussés par l'érosion du bord de l'écaille, l'âge à la première maturité serait toujours calculé de manière appropriée, mais la survie serait sous-estimée. Ce problème peut être partiellement atténué (ou non) par l'ajustement de la courbe de capture ou des modèles SCA qui utilisent des probabilités qui réduisent les contributions des classes d'âge moins abondantes, ou par l'utilisation de groupes plus. En résumé, tant les méthodes d'échantillonnage que les déterminations de l'âge et du nombre de fraies antérieures méritent un examen plus approfondi, mais peut-être en mettant moins l'accent sur l'exactitude et la précision de la méthode et davantage sur leur effet sur les résultats de l'évaluation et sur la mesure dans laquelle ils peuvent être abordés au moyen de différentes approches de modélisation. Étant donné que l'objectif final est de gérer efficacement les populations de gaspareau, il conviendrait en fin de compte de procéder à une évaluation des stratégies de gestion.

5. RÉFÉRENCES CITÉES

- ASMFC 2012a. Stock Assessment Report No. 12-02 of the Atlantic States Marine Fisheries Commission River Herring Benchmark Stock Assessment Vol. I.
- ASMFC 2012b. Stock Assessment Report No. 12-02 of the Atlantic States Marine Fisheries Commission River Herring Benchmark Stock Assessment Vol. II.
- ASMFC 2020. 2020 American Shad Benchmark Stock Assessment and Peer Review Report.
- Beddington, J. R. and J. G. Cooke. 1983. The potential yield of fish stocks. U.N. FAO Fisheries Tech. Paper 242. Rome, Italy.
- Billard, M. 2020. Two simulation approaches for evaluating catch curve models as an assessment method for river herring. Master of Science Dissertation. Department of Biology, Acadia University, Wolfville, Nova Scotia, Canada.
- Breau, C., et Gibson, A.J.F. 2024. [Évaluation du gaspereau de la région MPO Golfe jusqu'à 2019 : Pêches, caractéristiques biologiques et indicateurs de status](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/041. vi + 90 p.
- Chaput, G., and Atkinson, G. 2001. [The gaspereau fisheries \(*Alosa pseudoharengus* and *A. aestivalis*\) of the Miramichi River with updates on the fishery of the Richibucto River of Gulf New Brunswick](#). CSAS Res. Doc. 2001/047. 39p.
- Chaput, G., P. LeBlanc, and R. Crawford. 2001. [Assessment of the Margaree River gaspereau fishery, 1997 to 2000](#). DFO CSAS Res. Doc. 2001/046.
- Fournier, D. 1996. An introduction to AD Model Builder for use in nonlinear modelling and statistics. Otter Research Ltd., Nanaimo, BC, Canada.
- Gibson A.J.F. 2004. Dynamics and management of anadromous alewife (*Alosa pseudoharengus*) populations. PhD. Thesis. Department of Biology, Dalhousie University, Halifax, NS. 198p.
- Gibson, A.J.F., H.D. Bowlby, and F.M. Keyser. 2016. [A Framework for the Assessment of the Status of River Herring Populations and Fisheries in DFO's Maritimes Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/105.
- Gibson, A.J.F., and R.A. Myers. 2001. [Gaspereau River alewife stock status report](#). DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2001/061.
- Gibson, A.J.F. and R.A. Myers. 2003a. Biological Reference Points for Anadromous Alewife (*Alosa pseudoharengus*) Fisheries in Atlantic Canada. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2468. 50p.
- Gibson, A.J.F. and R.A. Myers. 2003b. A statistical, age-structured, life history based, stock assessment model for anadromous *Alosa*. p. 275-283. In K. E. Limburg, and J.R. Waldman [ed.] Biodiversity and Conservation of Shads Worldwide. American Fisheries Society Symposium Series. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Gibson, A.J.F. and R.A. Myers. 2003c. A meta-analysis of the habitat carrying capacity and the maximum lifetime reproductive rate of anadromous alewife in eastern North America. p. 211-221. In K. E. Limburg, and J.R. Waldman [ed.] Biodiversity and Conservation of Shads Worldwide. American Fisheries Society Symposium Series. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Gibson, A.J.F. and R.A. Myers. 2004. Estimating reference fishing mortality rates from noisy spawner-recruit data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 1771-1783.

-
- Goodyear, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. p. 67-82. *In* S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard [ed.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120.
- Harley, S.J., R.A. Myers, and A. Dunn. 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1760–1772.
- Hilborn, R. and C. J. Walters 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York.
- Hoenig, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull. U.S.* 81: 898-902.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., Reynolds, J.D., 2001. *Marine Fisheries Ecology*, Blackwell Science Ltd, Oxford, UK
- McBride, M.C., T.V. Willis, R.G. Bradford and P. Bentzen. 2014. Genetic diversity and structure of two hybridizing anadromous fishes (*Alosa pseudoharengus*, *Alosa aestivalis*) across the northern portion of their ranges. *Conservation Genetics* 15: 1281-1298.
- Merritt, M.F., and T.J. Quinn II. 2000. Using perceptions of data accuracy and empirical weighting of information: assessment of a recreational fish population. *Can. J. Fish. and Aquat. Sci.* 57: 1459-1469.
- Millar, R. B. 2014. A better estimator of mortality rate from age-frequency data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72:364-375.
- MPO, 2001. [Survol des stocks de gaspareau des provinces Maritimes](#). MPO – Sciences, Rapport sur l'état des stocks D3-17(2001).
- MPO, 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2022. [État des stocks de gaspareau et d'aloise d'été \(Hareng de rivière\) dans la Région du Golfe du MPO](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/014.
- Myers, R. A., K. G. Bowen, and N. J. Barrowman. 1999. The maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2404-2419.
- Myers, R. A., Bridson, J., and Barrowman, N. J. 1995. [Summary of worldwide stock and recruitment data](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2024: iv + 327p.
- Quinn, T.J. II and R.B. Deriso. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press. New York.
- Palkovacs, E.P., D.J. Hasselman, E.E. Argo, S.R. Gephard, K.E. Limburg, D.M. Post, T.F. Schultz, and T.T. Willis. 2014. Combining genetic and demographic information to prioritize conservation efforts for anadromous alewife and blueback herring. *Evolutionary Applications* 7: 212-226.
- Sissenwine, M.P. and J.G. Shepherd. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 913-918.
- Smith, M. W., A. Y. Then, C. Wor, G. Ralph, K. H. Pollock and J. M. Hoenig. 2012. Recommendations for catch-curve analysis. *North American Journal of Fisheries Management* 32(5):956-967.

6. TABLEAUX

Tableau 1. Définitions des points de référence examinés dans le présent document.

Base théorique	Point de référence	Définition
Rendement par recrue	$F_{0,1}$	Le taux de mortalité par pêche lorsque le gain marginal de rendement est de 10 % par rapport à $F = 0$.
Reproducteurs par recrue	$BRR_{F=0}$	La biomasse reproductrice produite par une recrue tout au long de sa vie en l'absence de pêche.
Reproducteurs par recrue	$F_{35\%}$	Le taux de mortalité par pêche lorsque BRR est réduit à 35 % de $BRR_{F=0}$.
Reproducteurs par recrue	$F_{25\%}$	Le taux de mortalité par pêche lorsque BRR est réduit à 25 % de $BRR_{F=0}$.
Relation RR	K	La constante de demi-saturation de Beverton-Holt (la biomasse de reproducteurs qui produit la moitié du recrutement maximum).
Modèle fondé sur le cycle biologique	U_{col}	Le taux d'exploitation qui conduirait la population à l'extinction (le taux d'exploitation qui produit une ligne de remplacement égale à l'inverse de l'estimation de la pente à l'origine de la relation stock-recrutement).
Modèle fondé sur le cycle biologique	U_{RMD}	Le taux d'exploitation qui produit le rendement maximal durable (sur la base des estimations du maximum de vraisemblance des paramètres de recrutement du stock).
Modèle fondé sur le cycle biologique	$U_{90\%RMD}$	Taux d'exploitation permettant d'obtenir 90 % du rendement maximal durable (sur la base des estimations du maximum de vraisemblance des paramètres de recrutement du stock).
Modèle fondé sur le cycle biologique	BSR_{RMD}	La biomasse de reproducteurs qui produit le rendement maximal durable (sur la base des estimations du maximum de vraisemblance des paramètres de recrutement du stock).
Modèle fondé sur le cycle biologique	$BSR_{F=0}$	La biomasse de reproducteurs à l'équilibre attendue en l'absence de pêche.
Modèle fondé sur le cycle biologique	$BSR_{20\%}$	La biomasse de reproducteurs correspondant à 20 % de la biomasse de reproducteurs à l'équilibre non pêchée.
Théorique aux fins de décision	$F_{max,E[C]}$	Le taux de mortalité par pêche qui maximise la valeur attendue de la capture en utilisant à la fois la densité de probabilité postérieure conjointe pour les paramètres RR et le rendement attendu conditionnellement aux paramètres et aux F supposés.

Tableau 2. Points de référence pour la gestion des populations de gaspareau en vue de la détermination de leur état. Les points de référence fondés sur les prélèvements sont des taux d'exploitation (la proportion des poissons en montaison prélevés) et ils ne sont appropriés que lorsque la population se trouve dans la zone saine².

Population	Point de référence	Acronyme	Valeur	Méthode d'évaluation
<i>A. pseudoharengus</i> de la rivière Margaree	Point de référence supérieur	PRS	BSR_{RMD}	Modèle statistique des captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures
	Point de référence limite	PRL	K	-
	Taux d'exploitation de référence	TER	U_{RMD}	-
	Taux d'exploitation de référence inférieur	TERI	$U_{90\%RMD}$	-
	Taux d'exploitation cible	-	$U_{max.E(C)}$	-
<i>A. pseudoharengus</i> de la rivière Miramichi	Points de référence fondés sur l'abondance : non disponibles			
	Taux d'exploitation de référence	TER	U_{RMD}	Courbes de captures en utilisant M de la rivière Margaree
	Taux d'exploitation de référence inférieur	TERI	$U_{90\%RMD}$	-
	Taux d'exploitation cible	-	$U_{max.E(C)}$	-
Alose d'été de la rivière Miramichi	Comme ci-dessus, en supposant que l'alose d'été a une dynamique similaire à celle de l' <i>A. pseudoharengus</i> .			
Autres populations	Points de référence fondés sur les prélèvements : comme ci-dessus, à l'aide des courbes de capture (nouvelle collecte de données nécessaire).			
	Points de référence fondés sur l'abondance : non disponibles			

² Lors de la réunion d'examen par les pairs (MPO 2022), il a été décidé que, dans la zone saine, il était plus approprié d'avoir un seul point de référence fondé sur les prélèvements (plutôt qu'une gamme de valeurs) et d'utiliser $U_{90\%RMD}$ comme point de référence cible fondé sur les prélèvements. C'est pour cette raison que ce tableau diffère du tableau 2 dans MPO (2022).

Tableau 3. Résumé des critères de sélection pour les cinq exécutions de modèles structurés selon l'âge retenues dans la présente évaluation.

Paramètre/point de référence	APV	SCA 1	SCA 2	SCA 3	SCA 4
Indice inclus	CPUE	CPUE, larves	Aucun	CPUE	Aucun
Vraisemblance CA	Corrélation	Multinomiale	Multinomiale	Multinomiale	Normale
Schéma rétrospectif ou capacité à estimer BSR et U au cours des années les plus récentes	Pauvre	Pauvre	Le meilleur	Pauvre	Meilleur
Conservatisme (faible U_{RMD})	Le meilleur	Bon	Meilleur	Meilleur	Le pire
Plausibilité biologique	Bon	Bon	Bon	Bon	Le pire
Capacité à estimer le taux de mortalité naturelle des adultes	Non	Oui	Non	Oui	Non
Recrutement du stock σ	1,05	0,99	0,98	0,94	1,01

Tableau 4. Profils de maturité pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree à partir des cinq exécutions de modèle retenues dans la présente évaluation. Les valeurs correspondent à la probabilité qu'un poisson vivant à un âge donné fraie pour la première fois à cet âge. Les valeurs sont conditionnelles au taux de mortalité naturelle supposé pour le gaspareau immature ($M_{juv} = 0,4$). La même valeur est utilisée dans toutes les exécutions de modèles.

Probabilité de maturité	APV	SCA 1	SCA 2	SCA 3	SCA 4
Indice inclus	CPUE	CPUE, larves	Aucun	CPUE	Aucun
Probabilité CA	S.O.	Multinomiale	Multinomiale	Multinomiale	Normale
m_2	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,01
m_3	0,69	0,62	0,62	0,62	0,60
m_4	0,98	0,89	0,89	0,89	0,89
m_6	0,91	0,98	0,98	0,98	0,99
m_6	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Tableau 5. Estimations du taux d'exploitation et de la biomasse des reproducteurs (EMV) et erreurs-types (ET) de 1983 à 2019 pour la population et la pêche de gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree, selon le modèle SCA 3. Les estimations postérieures à 2016 sont suspectes en raison du schéma rétrospectif. Les recrues d'âge 2 sont indexées par la classe d'âge. « S.O. » = non disponible.

Année	Taux d'exploitation		Biomasse des reproducteurs (kg)		Recrues d'âge 2 (nombre de poissons)	
	EMV	ET	EMV	ET	EMV	ET
1983	0,587	0,028	307 850	29 665	6 196 300	214 880
1984	0,504	0,027	655 190	54 993	19 424 000	194 120
1985	0,678	0,024	534 340	45 752	15 617 000	563 140
1986	0,464	0,023	513 060	30 994	1 198 500	73 861
1987	0,438	0,030	1 367 400	73 589	7 650 500	340 180
1988	0,600	0,029	926 000	64 692	1 518 500	85 613
1989	0,683	0,025	483 220	39 104	5 084 100	241 190
1990	0,889	0,012	105 200	10 960	8 703 200	388 690
1991	0,744	0,022	137 000	13 449	400 270	34 938
1992	0,795	0,020	119 600	12 105	1 353 900	75 228
1993	0,766	0,020	192 450	17 799	234 260	26 402
1994	0,719	0,023	161 480	15 140	4 972 800	301 090
1995	0,738	0,026	59 443	6 961	3 329 600	175 360
1996	0,802	0,034	25 575	5 192	339 430	30 757
1997	0,394	0,028	323 520	30 910	414 200	35 724
1998	0,483	0,029	287 000	25 588	1 292 600	82 935
1999	0,607	0,029	142 840	13 741	4 381 000	248 770
2000	0,814	0,031	26 704	5 005	1 528 400	106 090
2001	0,529	0,036	71 228	8 640	3 333 400	234 490
2002	0,738	0,027	160 320	18 708	1 779 600	124 710
2003	0,562	0,038	125 670	16 788	2 758 900	180 490
2004	0,377	0,032	288 340	31 952	2 817 100	161 030
2005	0,478	0,034	226 670	25 944	3 949 800	222 220
2006	0,364	0,028	300 660	29 141	3 813 400	208 370
2007	0,577	0,032	219 030	23 095	2 941 600	158 710
2008	0,529	0,031	292 990	29 139	1 704 300	100 980
2009	0,528	0,030	311 350	29 043	793 360	51 980
2010	0,670	0,027	190 240	19 004	1 124 500	70 318
2011	0,697	0,028	117 460	12 856	1 107 800	68 740
2012	0,613	0,033	66 000	8 096	2 633 800	147 300
2013	0,521	0,032	74 966	8 221	2 404 400	164 970
2014	0,709	0,030	57 438	7 295	S.O.	S.O.
2015	0,710	0,030	90 494	11 290	S.O.	S.O.
2016	0,577	0,037	129 860	17 069	S.O.	S.O.
2017	0,482	0,042	289 710	41 229	S.O.	S.O.
2018	0,286	0,035	337 810	51 063	S.O.	S.O.
2019	0,389	0,059	334 020	75 319	S.O.	S.O.

Tableau 6. Paramètres de recrutement du stock, estimations du taux de mortalité naturelle et points de référence biologiques pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree à partir des cinq exécutions de modèles utilisées dans la présente évaluation. Le modèle préféré est indiqué en gras. Les définitions des points de référence sont fournies dans le tableau 1 et expliquées dans le texte.

Paramètre/point de référence	APV	SCA 1	SCA 2	SCA 3	SCA 4
Indices inclus	CPUE	CPUE, larves	Aucun	CPUE	Aucun
Probabilité CA	S.O.	Multinomiale	Multinomiale	Multinomiale	Normale
Adulte M (ET)	Fixée à 0,4	0,66 (0,04)	Fixée à 0,4	0,61 (0,05)	Corrigée (0,4)
α	65,0	71,2	84,2	82,6	99,4
K (kg)	113 920	79 169	58 697	64 272	48 395
R_{asy}	7 403 399	5 637 667	4 943 892	5 308 999	4 810 740
σ	1,05	0,99	0,98	1,00	1,01
Taux de reproduction maximal au cours de la vie	30,7	20,9	38,6	25,98	45,7
$BRR_{F=0}$ (kg)	0,473	0,294	0,459	0,314	0,460
F_{RMD}	0,72	0,88	0,80	0,91	0,98
U_{RMD}	0,51	0,58	0,55	0,60	0,62
F_{col}	2,15	2 19	2,36	2,34	2,85
U_{col}	0,88	0,89	0,91	0,90	0,95
$F_{90 \%RMD}$	-	-	-	-	-
$U_{90 \%RMD}$	0,33	0,40	0,35	0,41	0,39
$F_{max.E(C)}$	0,42	0,53	0,50	0,56	0,65
$U_{max.E(C)}$	0,34	0,41	0,39	0,43	0,48
$BSR_{F=0}$ (kg)	3 389 115	1 577 946	2 209 855	1 606 020	3 067 987
BSR_{RMD} (kg)	590 828	292 797	348 721	276 016	381 446
$BSR_{20 \%}$ (kg)	677 822	315 589	441 971	321 204	613 587
$F_{35 \%}$	0,42	0,57	0,42	0,54	0,42
$F_{25 \%}$	0,60	0,80	0,60	0,76	0,60
$F_{0,1}$	0,60	0,95	0,59	0,88	0,59

Tableau 7. Comparaison des estimations de vraisemblance maximale des paramètres de recrutement des reproducteurs et du point de référence avec les moyennes et les percentiles de ces paramètres calculés à partir des chaînes de Markov de l'analyse de l'incertitude dans les analyses de recrutement des reproducteurs à l'aide des résultats du modèle SCA 3.

Paramètre	EMV	Moyenne	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %
α	82,6	133,28	20,55	28,71	49,22	125,89	359,68
K (t)	64,3	155,80	6,14	21,06	68,48	181,13	469,58
R_{asy} (millions de recrues)	5,31	4,77	2,15	2,54	3,41	5,26	9,87
Taux de reproduction maximal au cours de la vie	25,98	41,93	6,47	9,03	15,48	39,61	113,16
U_{RMD}	0,60	0,54	0,37	0,43	0,52	0,66	0,77
U_{col}	0,90	0,83	0,67	0,75	0,84	0,94	0,98
$U_{90\%RMD}$	0,41	0,37	0,25	0,29	0,35	0,45	0,54
$BSR_{F=0}$ (t)	1,606,02	1343,53	657,71	776,20	1012,17	1474,90	2603,54
$BSR_{20\%}$ (t)	321,20	268,71	131,54	155,24	202,43	294,98	520,71
BSR_{RMD} (t)	276,02	311,40	63,24	112,83	211,56	379,97	758,93

Tableau 8. État par rapport aux points de référence fondés sur un taux d'exploitation par année pour les pêches de gaspareau (*A. pseudoharengus*) et de l'aloise d'été dans la rivière Miramichi, telle qu'estimée à l'aide des courbes de capture. Z est. et Z s.e. * sont les estimations du taux instantané de mortalité totale pour chaque espèce dans chaque bras. U est le taux d'exploitation calculé sur la base de la valeur du taux instantané de mortalité naturelle du modèle SCA 3 ($M = 0,61$) ou du modèle APV ($M = 0,4$). L'état est relatif à la zone de référence du taux de prélèvement de chaque modèle (surexploit = au-dessus de U_{RMD} , pleine exploit = au-dessus de $U_{90\%RMD}$ mais en dessous de U_{RMD} , sous-exploit = en dessous de $U_{90\%RMD}$).

Bras	Espèce	Année	Z est.	Z ET	Taux d'exploitation		État	
					SCA 3	APV	SCA 3	APV
Nord-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2006	2,58	0,61	0,86	0,89	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2007	2,13	0,31	0,78	0,82	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2008	2,53	0,27	0,85	0,88	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2009	1,78	0,34	0,69	0,75	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2010	2,07	0,32	0,77	0,81	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2012	2,03	0,45	0,76	0,80	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2013	2,22	0,37	0,80	0,84	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	Aloise d'été	2006	2,11	0,45	0,78	0,82	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	Aloise d'été	2007	1,24	0,16	0,47	0,57	Pleine exploit	Surexploit
Nord-ouest	Aloise d'été	2008	1,86	0,15	0,72	0,77	Pleine exploit	Surexploit
Nord-ouest	Aloise d'été	2009	1,16	0,09	0,43	0,53	Pleine exploit	Surexploit
Nord-ouest	Aloise d'été	2010	1,78	0,15	0,69	0,75	Surexploit	Surexploit
Nord-ouest	Aloise d'été	2012	0,91	0,27	0,27	0,40	Sous-exploit	Sous-exploit
Nord-ouest	Aloise d'été	2013	2,18	0,22	0,79	0,83	Surexploit	Surexploit
Sud-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2006	1,62	0,26	0,64	0,71	Surexploit	Surexploit

Bras	Espèce	Année	Z est.	Z ET	Taux d'exploitation		État	
					SCA 3	APV	SCA 3	APV
Sud-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2007	1,17	0,27	0,43	0,54	Surexploit	Surexploit
Sud-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2008	1,78	0,20	0,69	0,75	Surexploit	Surexploit
Sud-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2009	1,28	0,33	0,49	0,58	Sous-exploit	Pleine exploit
Sud-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2010	1,99	0,31	0,75	0,80	Surexploit	Surexploit
Sud-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2012	1,92	0,36	0,73	0,78	Surexploit	Surexploit
Sud-ouest	<i>A. pseudoharengus</i>	2013	3,58	1,06	0,95	0,96	Surexploit	Surexploit
Sud-ouest	Alose d'été	2006	1,05	0,16	0,36	0,48	Sous-exploit	Sous-exploit
Sud-ouest	Alose d'été	2007	1,01	0,12	0,34	0,46	Sous-exploit	Pleine exploit
Sud-ouest	Alose d'été	2008	1,07	0,09	0,38	0,49	Sous-exploit	Sous-exploit
Sud-ouest	Alose d'été	2009	0,80	0,08	0,18	0,33	Sous-exploit	Sous-exploit
Sud-ouest	Alose d'été	2010	1,17	0,10	0,44	0,54	Sous-exploit	Pleine exploit
Sud-ouest	Alose d'été	2012	0,63	0,16	0,02	0,20	Sous-exploit	Sous-exploit
Sud-ouest	Alose d'été	2013	2,75	0,31	0,88	0,90	Surexploit	Surexploit

Tableau 9. Relation entre les points de référence fondés sur la biomasse BSR_{RMD} et K en pourcentage de la biomasse à l'équilibre non pêchée (BSR_0) et le taux instantané de mortalité totale Z correspondant des modèles SCA 3 et APV pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree.

Modèle	Point de référence fondé sur la biomasse	% BSR_0	Z
SCA 3	BSR_{RMD}	17,2	1,52
	K	4,0	2,32
APV	BSR_{RMD}	17,4	1,13
	K	3,33	1,55

7. FIGURES

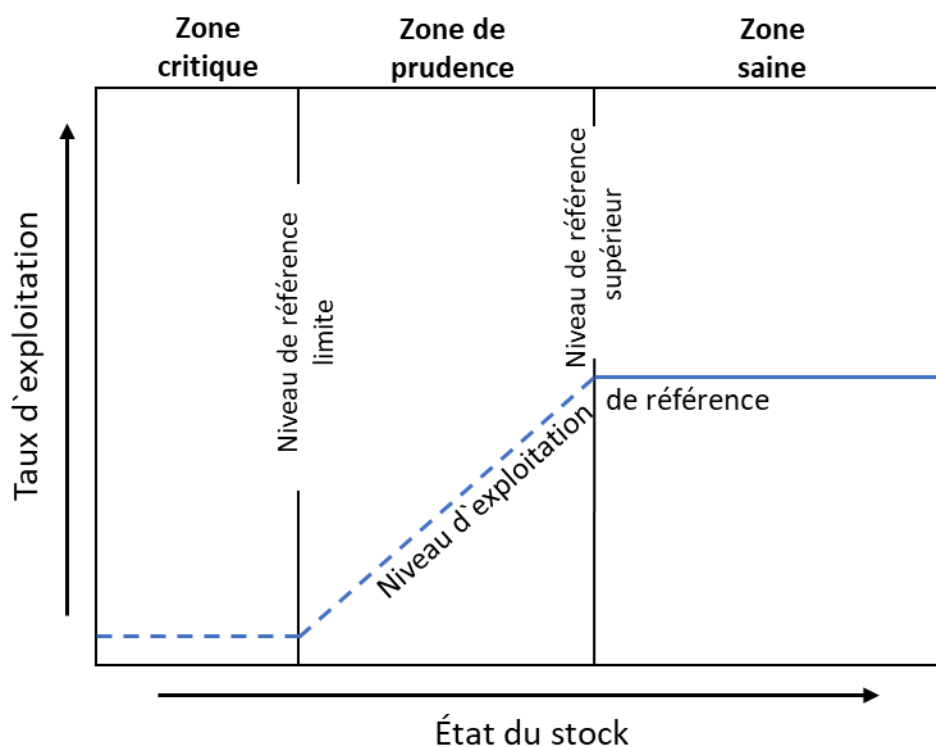


Figure 1. Cadre de gestion des pêches conforme à l'approche de précaution (tiré de MPO 2006a).

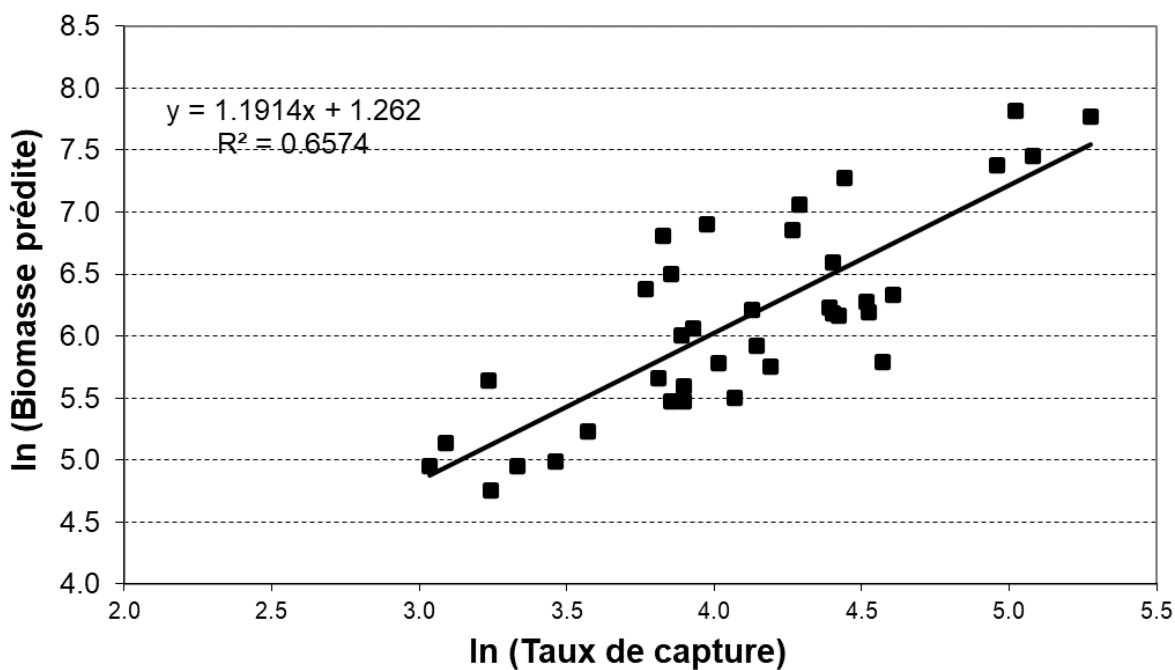


Figure 2. Relation entre la CPUE d'après les journaux de bord et la biomasse totale selon l'analyse de population virtuelle par rapport à la CPUE d'après les journaux de bord de la pêche commerciale du gaspareaux de la rivière Margaree pour les années 1983 à 2019.

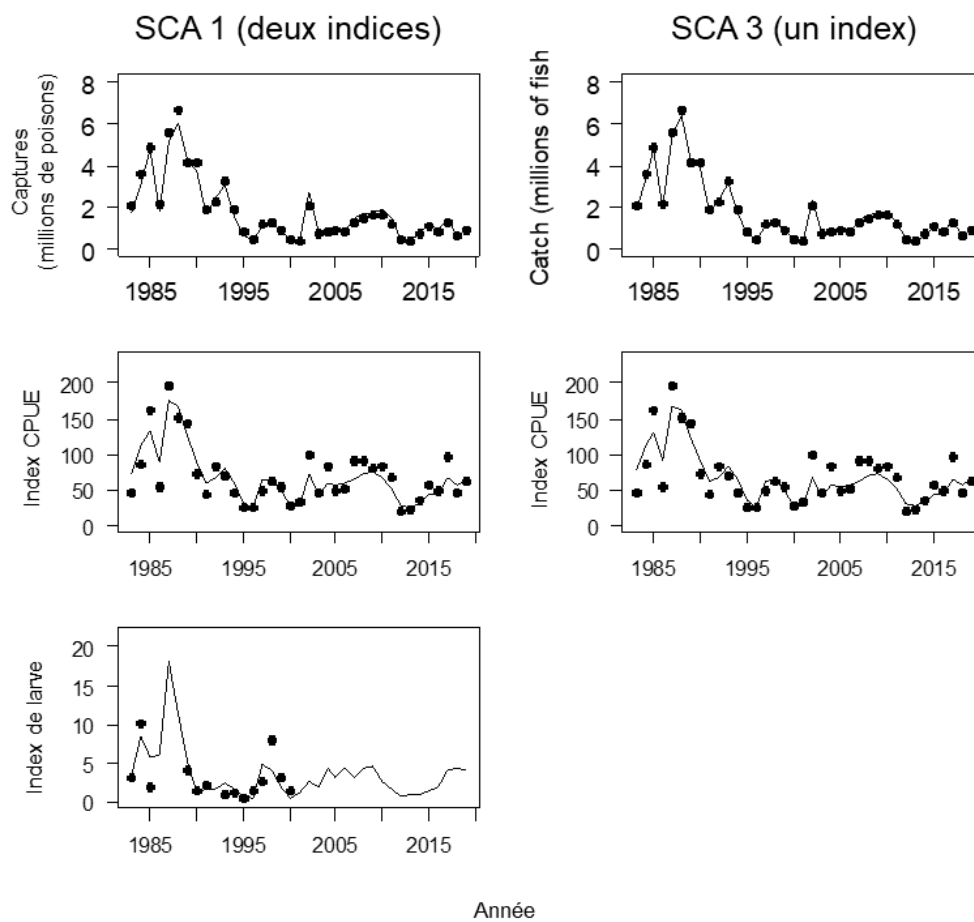


Figure 3. Ajustements des modèles SCA 1 et 3 aux captures commerciales, à l'indice de la CPUE et à l'indice d'abondance des larves (le modèle SCA 3 n'inclut pas l'indice d'abondance des larves).

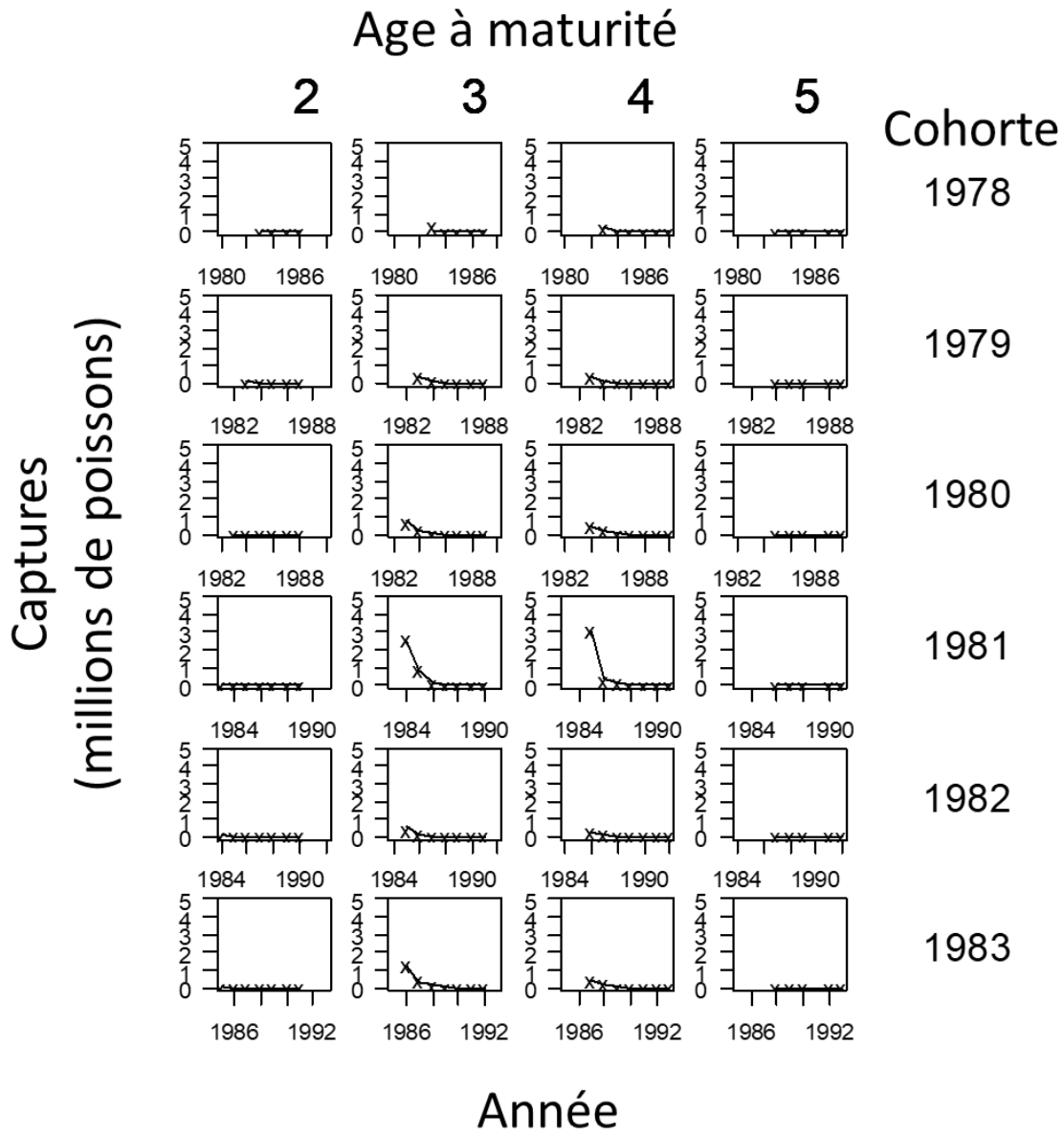


Figure 4a. Données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures observées (x) et prédites (lignes) pour la population de gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. Les captures sont réparties par année de cohorte (colonne de droite) et par âge à la maturité (étiquettes en haut). L'année (étiquettes du bas) est l'année de capture.

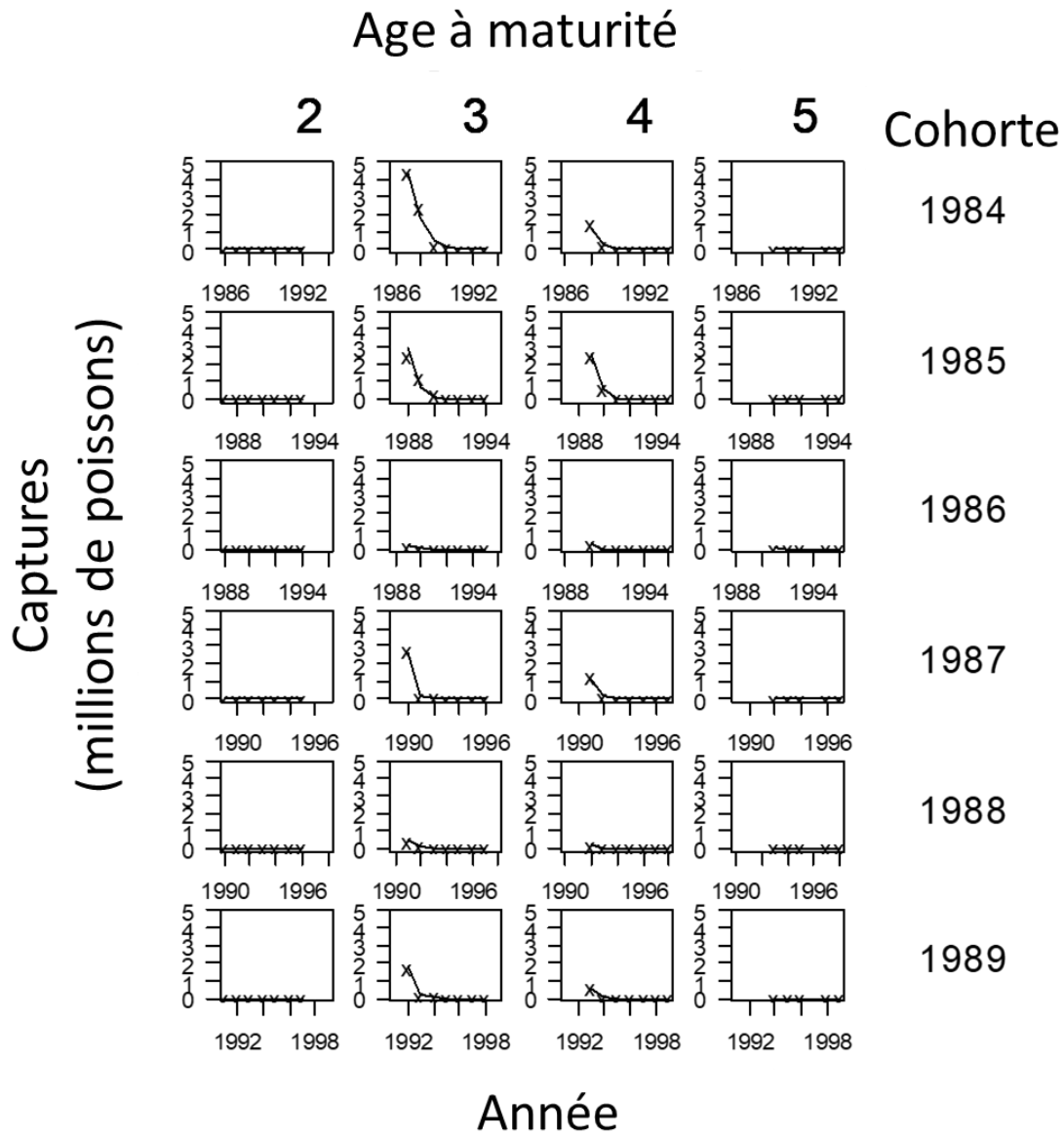


Figure 4b. Données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures observées (x) et prédites (lignes) pour la population de gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. Les captures sont réparties par année de cohorte (colonne de droite) et par âge à la maturité (étiquettes en haut). L'année (étiquettes du bas) est l'année de capture.

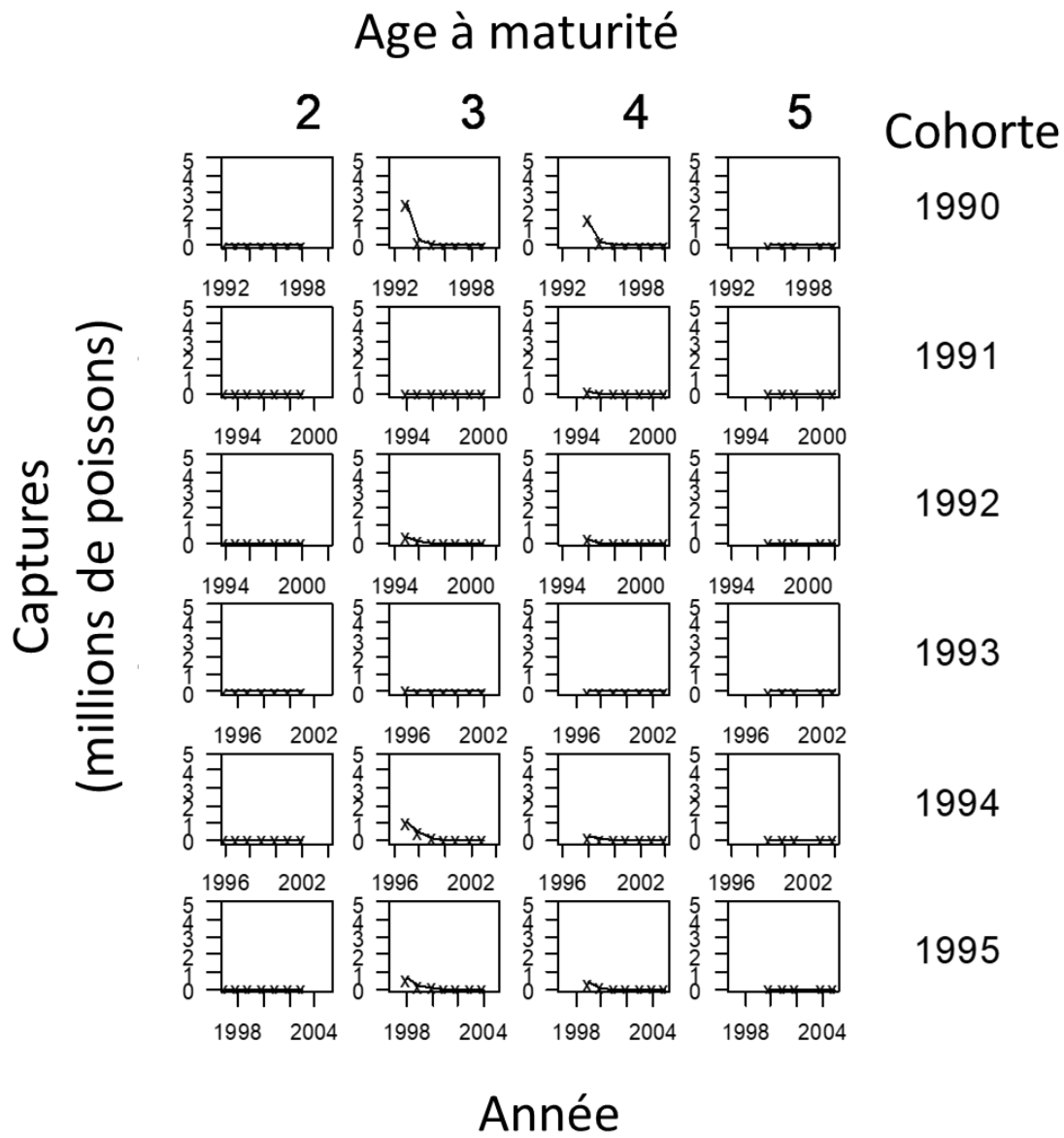


Figure 4c. Données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures observées (x) et prédites (lignes) pour la population de gaspateau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. Les captures sont réparties par année de cohorte (colonne de droite) et par âge à la maturité (étiquettes en haut). L'année (étiquettes du bas) est l'année de capture.

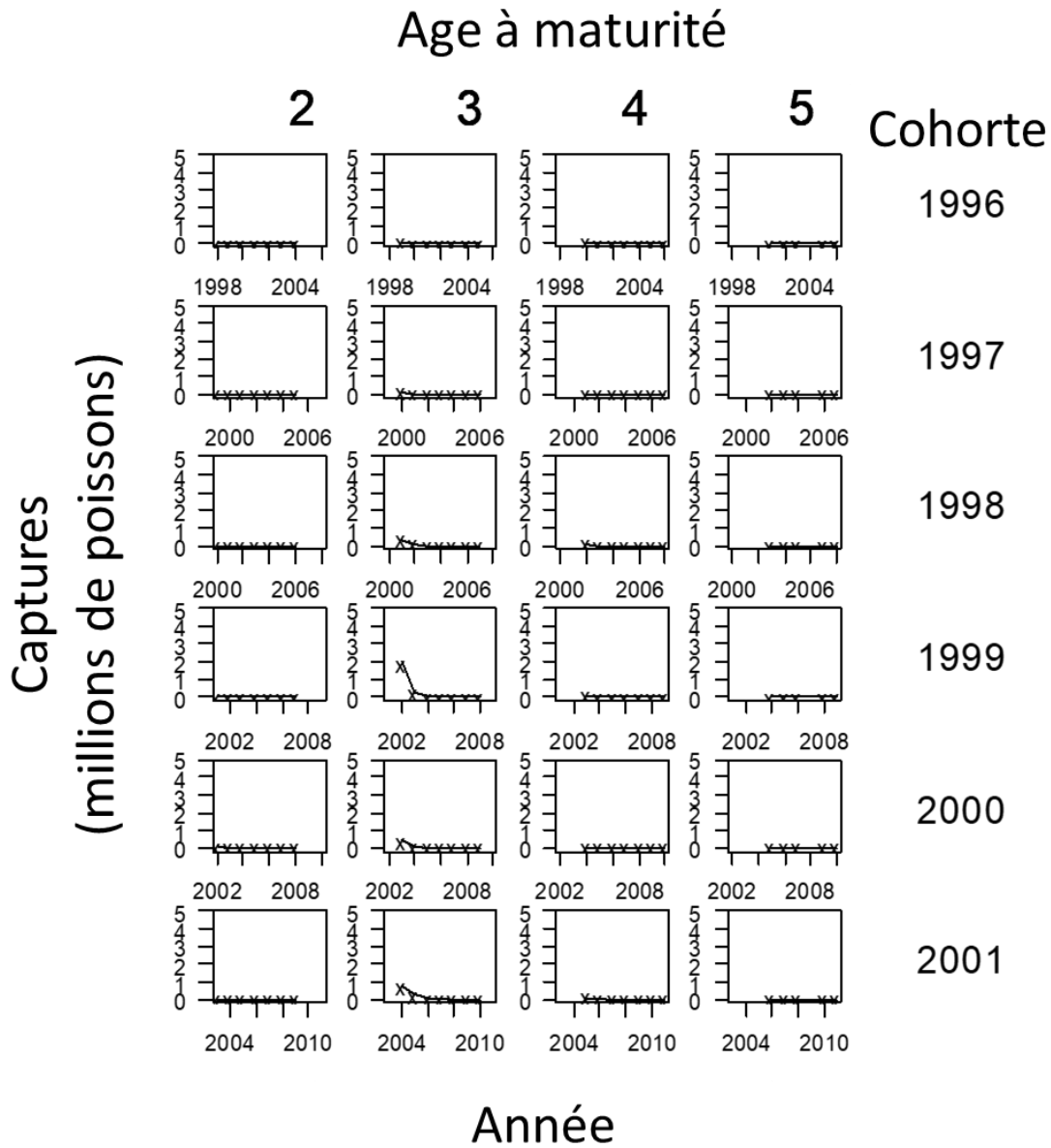


Figure 4d. Données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures observées (x) et prédites (lignes) pour la population de gaspureau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. Les captures sont réparties par année de cohorte (colonne de droite) et par âge à la maturité (étiquettes en haut). L'année (étiquettes du bas) est l'année de capture.

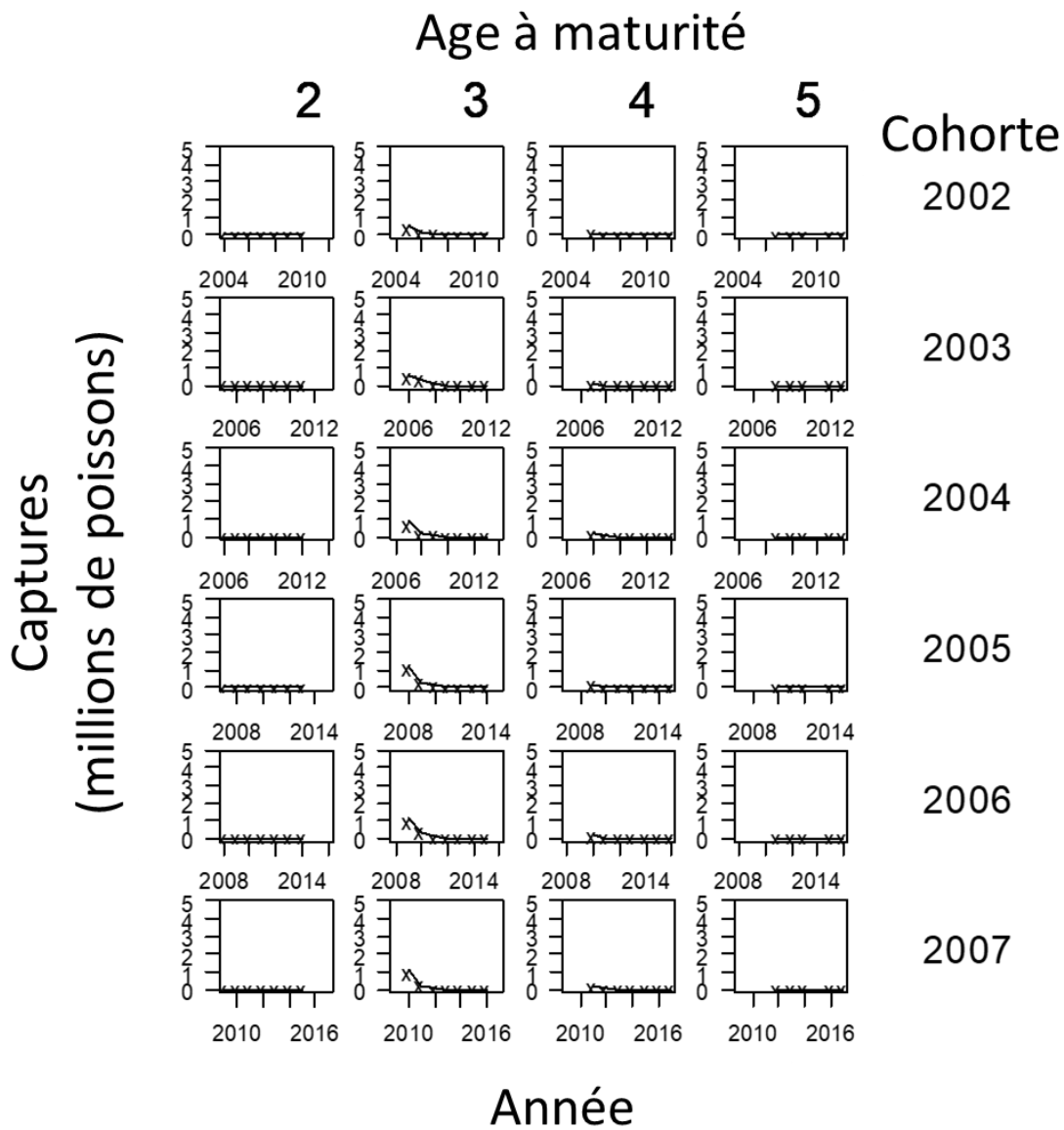


Figure 4e. Données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures observées (x) et prédites (lignes) pour la population de gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. Les captures sont réparties par année de cohorte (colonne de droite) et par âge à la maturité (étiquettes en haut). L'année (étiquettes du bas) est l'année de capture.

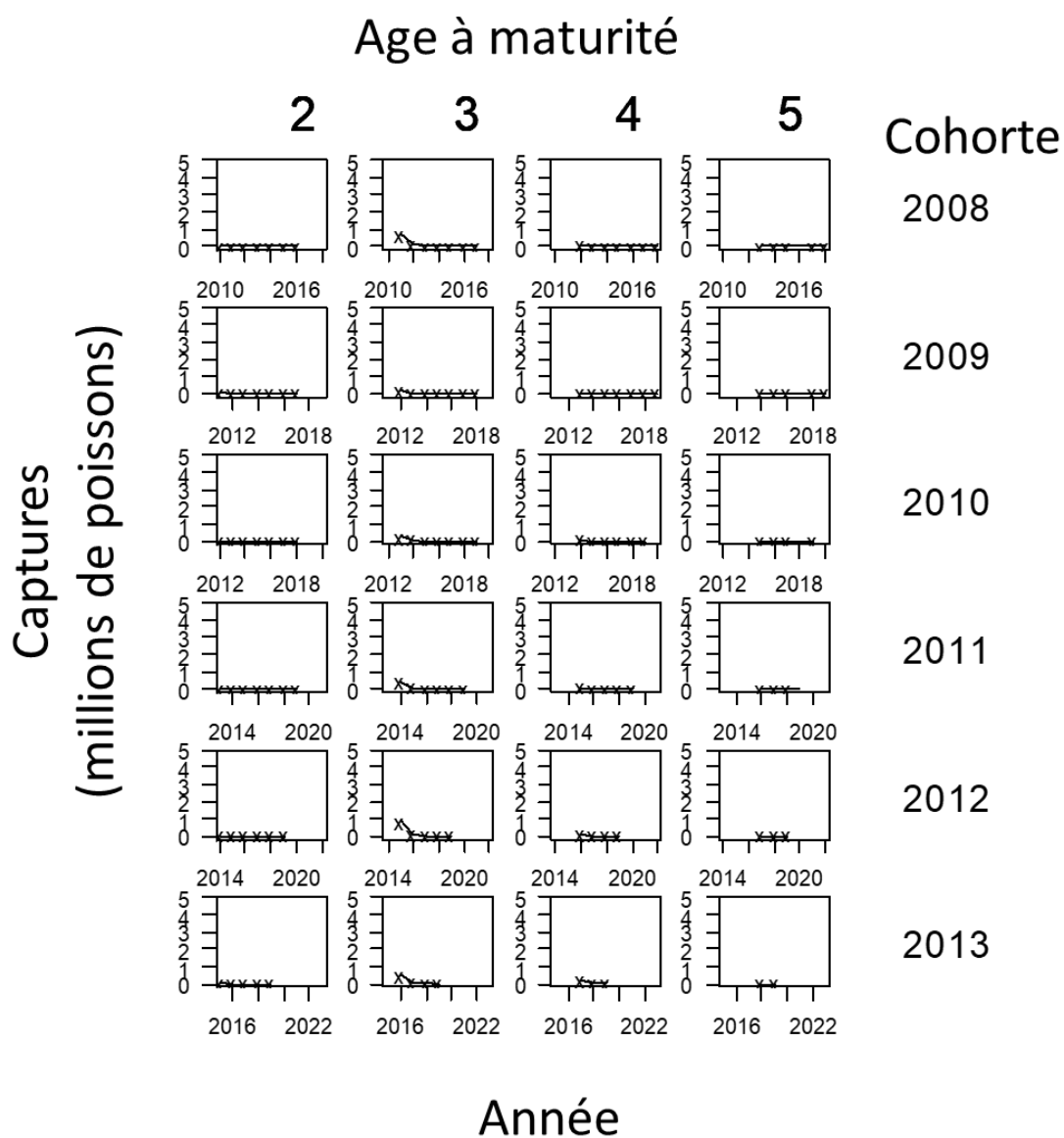


Figure 4f. Données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures observées (x) et prédites (lignes) pour la population de gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. Les captures sont réparties par année de cohorte (colonne de droite) et par âge à la maturité (étiquettes en haut). L'année (étiquettes du bas) est l'année de capture.

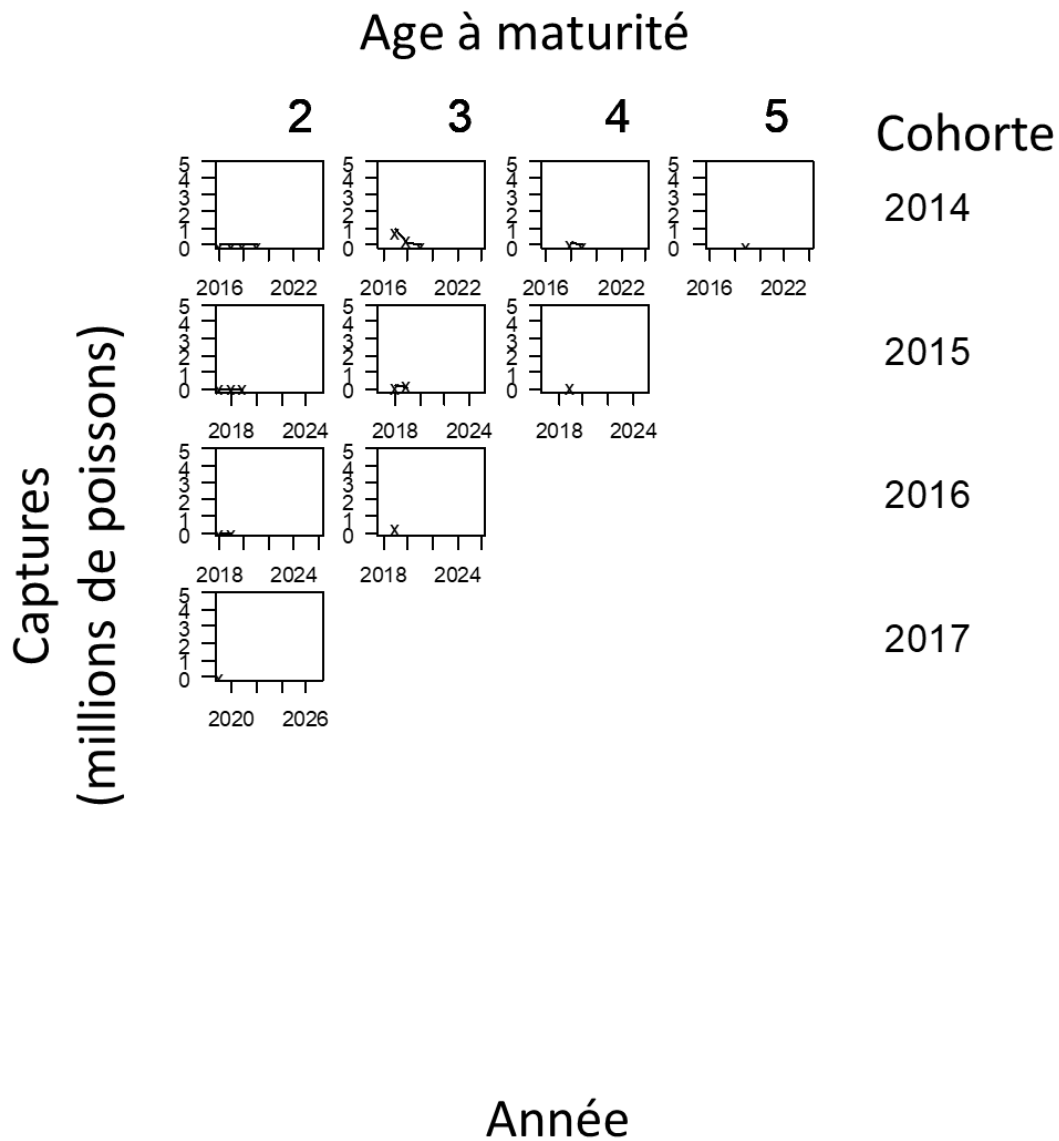


Figure 4g. Données sur les captures selon l'âge et le nombre de fraies antérieures observées (x) et prédites (lignes) pour la population de gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. Les captures sont réparties par année de cohorte (colonne de droite) et par âge à la maturité (étiquettes en haut). L'année (étiquettes du bas) est l'année de capture.

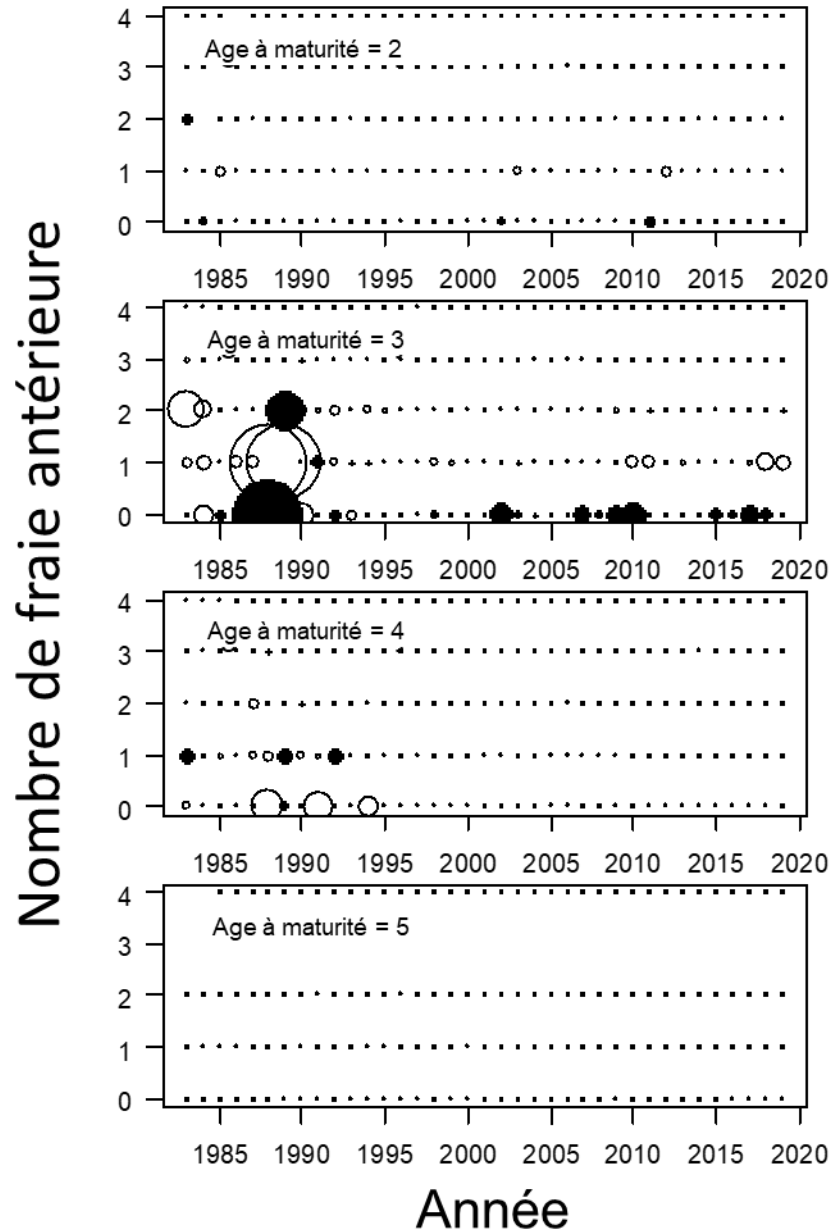


Figure 5. Résidus bruts (observés et prédits) pour les données sur la capture selon l'âge et le nombre de fraies antérieures du modèle SCA 3 (indice de la CPUE uniquement) pour de gaspareau (A. pseudoharengus) de la rivière Margaree. Chaque panneau représente un âge à la maturité différent, représentatif de l'âge auquel les poissons entrent pour la première fois dans la pêche. Les points noirs indiquent les endroits où les prédictions du modèle sont supérieures aux valeurs observées. La taille des points est arbitraire et mise à l'échelle pour faire ressortir la tendance.

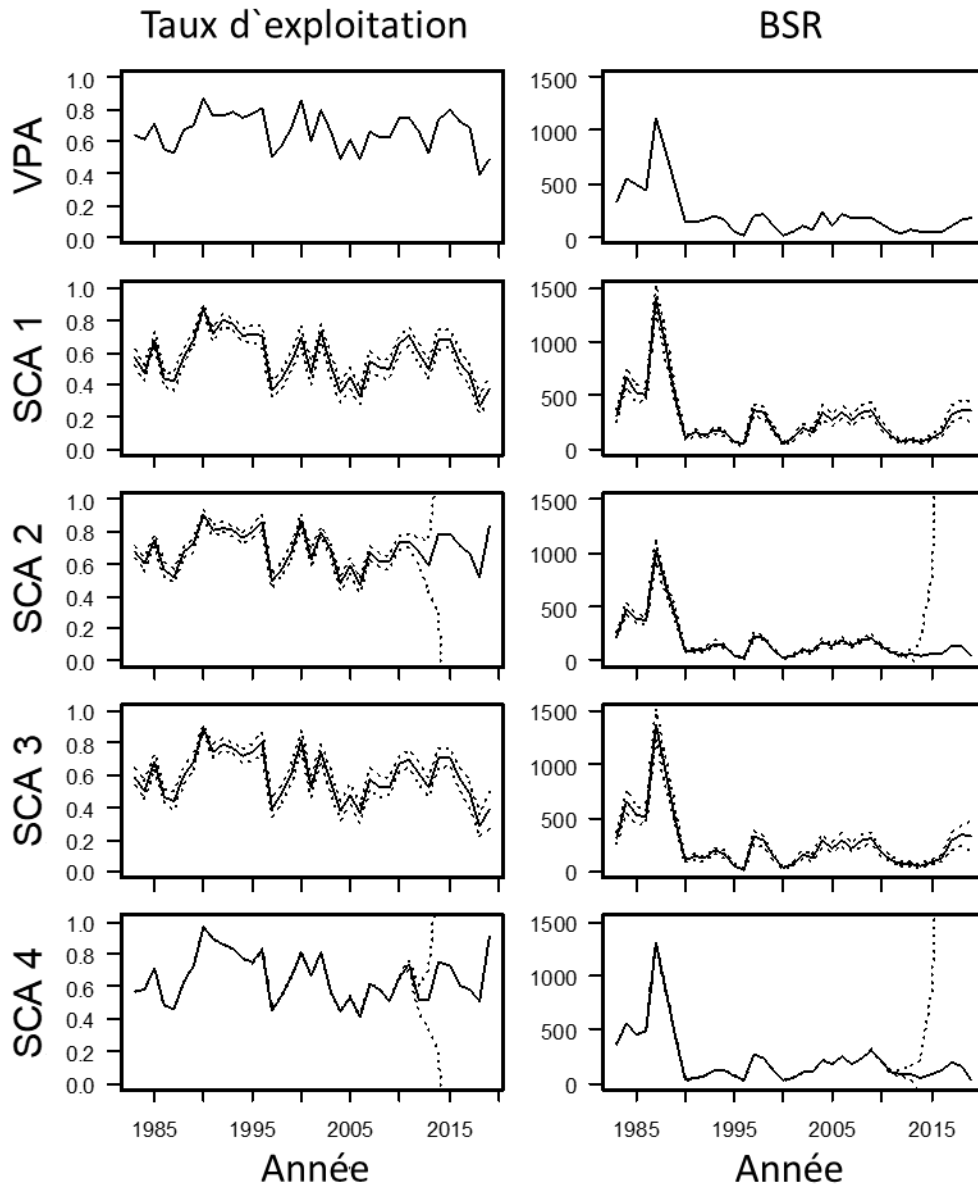


Figure 6. Comparaison des taux d'exploitation et des biomasses des reproducteurs (BSR) estimés à partir de cinq variations de modèles utilisées pour le gaspareaux (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree dans la présente évaluation. Les lignes pointillées indiquent les intervalles de confiance à 95 % pour les estimations.

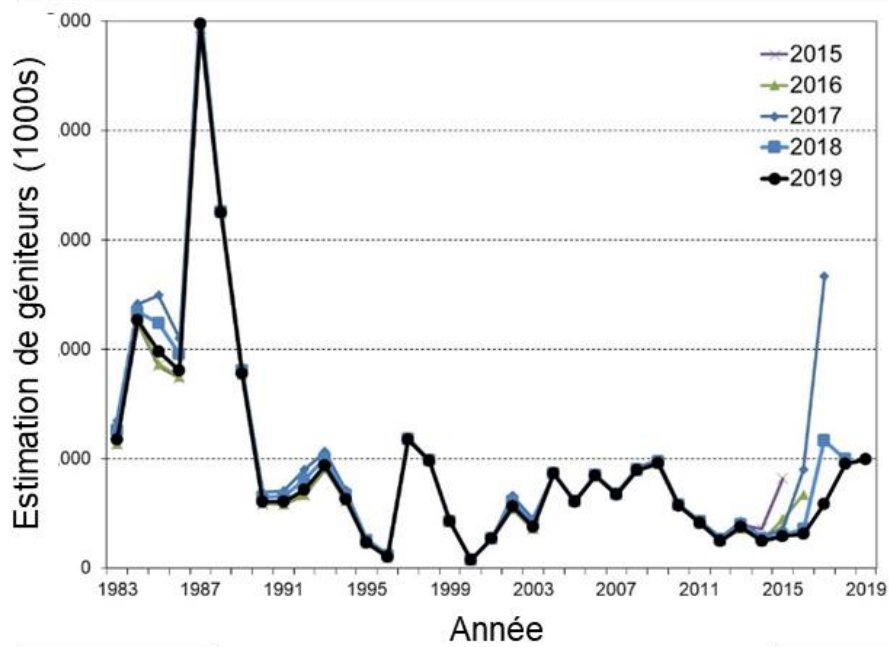
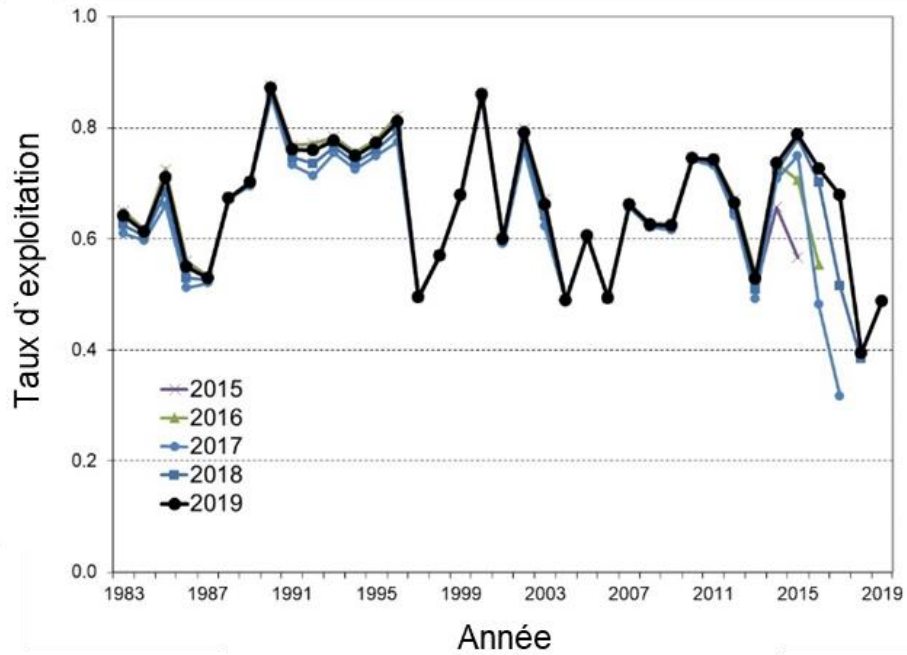


Figure 7. Schémas rétrospectifs pour les taux d'exploitation (panneau supérieur) et les échappées (nombre de reproducteurs, panneau inférieur) de l'APV.

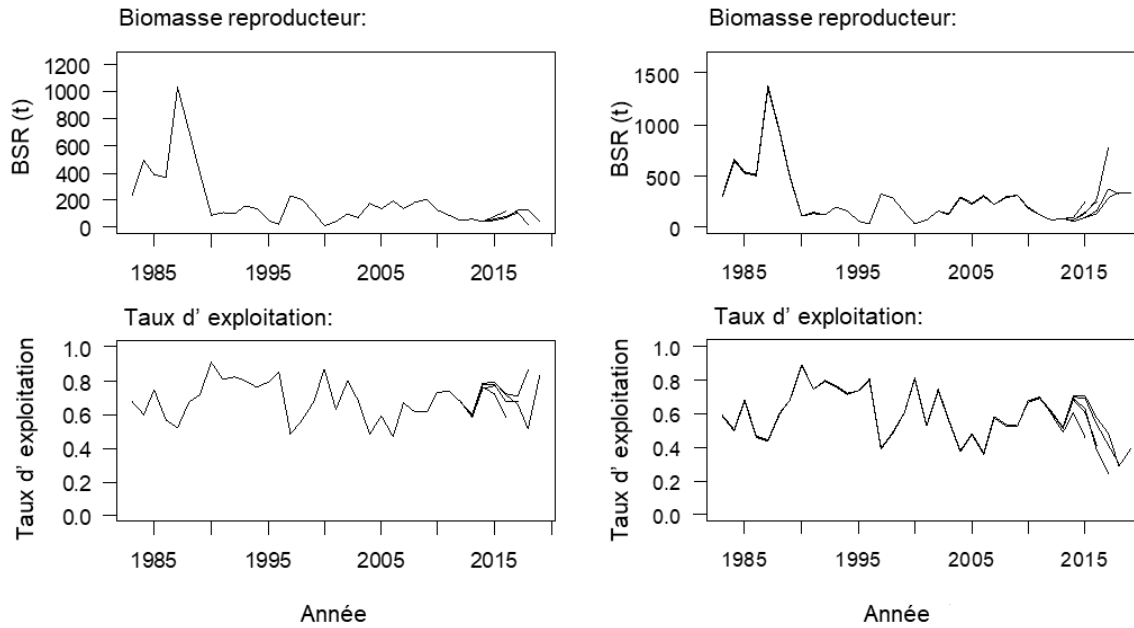


Figure 8. Schémas rétrospectifs pour les biomasses des reproducteurs estimées (panneaux supérieurs) et les taux d'exploitation estimés (panneaux inférieurs) des modèles SCA 2 (panneau de gauche, sans les indices) et SCA 3 (panneau de droite, indice de la CPUE uniquement) ajustés aux données de la pêche de gaspateau (*A. pseudoharengus*) dans la rivière Margaree, en Nouvelle-Écosse.

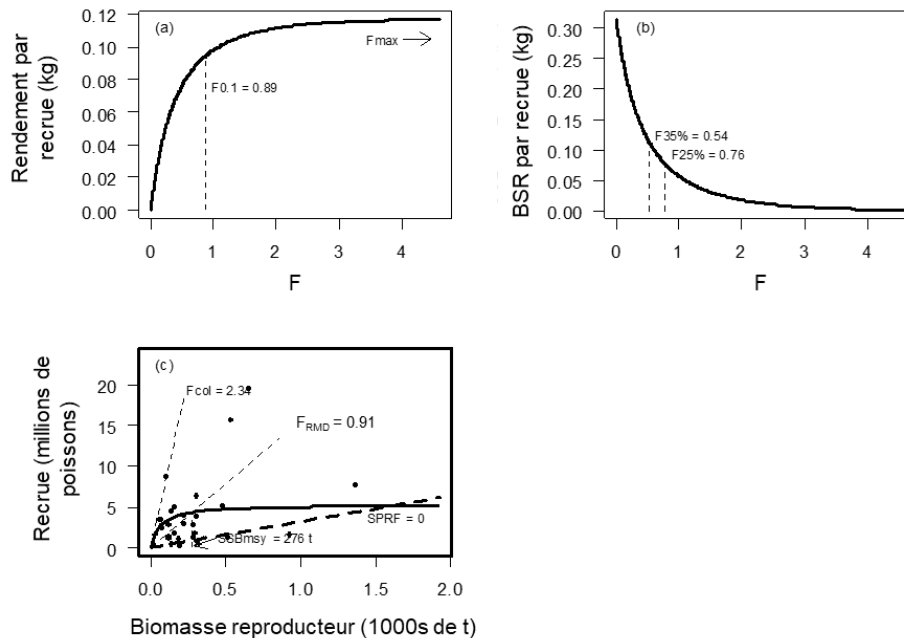


Figure 9. (a) Rendement par recrue, (b) biomasse reproductrice par recrue et (c) modèles RR de Beverton-Holt (ligne continue) pour la population de gaspateau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree, tels qu'estimés à l'aide du modèle SCA 3. Les points de référence associés sont également indiqués. Les lignes pointillées dans le panneau (c) sont les lignes de remplacement en l'absence de pêche ($SPRF = 0$), au RMD ($FRMD$) et au taux de mortalité par pêche auquel la population s'éteint (F_{col}).

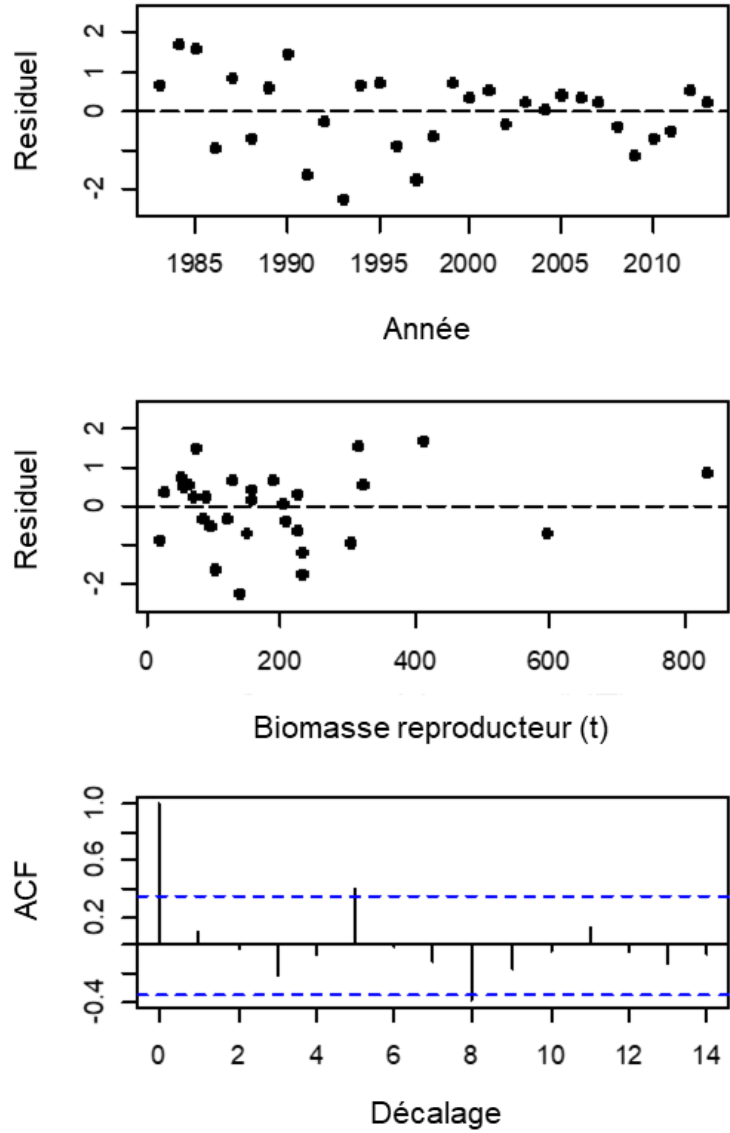


Figure 10. Résidus à l'échelle logarithmique (observés/prédits) pour le modèle RR associé au modèle SCA 3 pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree.

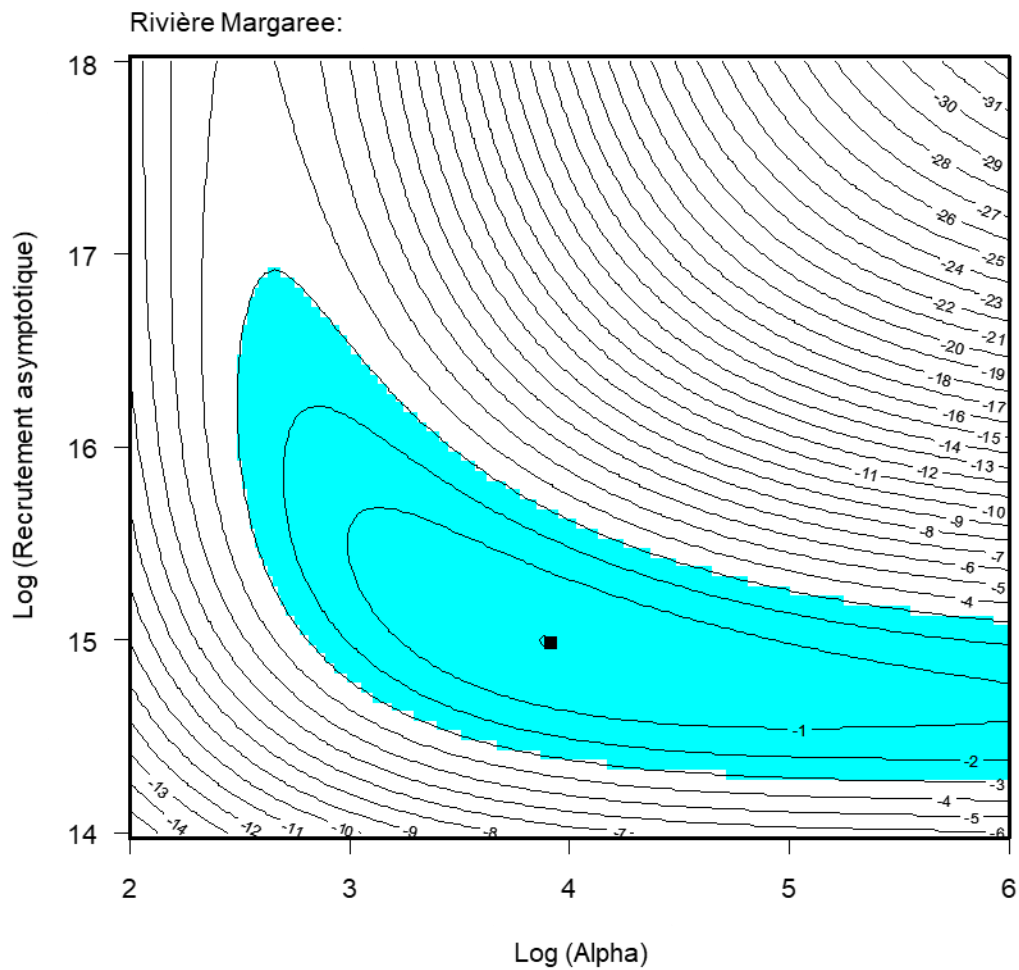


Figure 11. Tracé de contour montrant la surface de log-vraisemblance conjointe pour alpha et le niveau de recrutement asymptotique pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree, associé au modèle SCA 3. Le carré noir indique le point où la log-vraisemblance est maximisée. L'intervalle de contour est de -1 en s'éloignant de ce point. La région en bleu montre la région de confiance à 95 % basée sur le rapport de vraisemblance pour les paramètres.

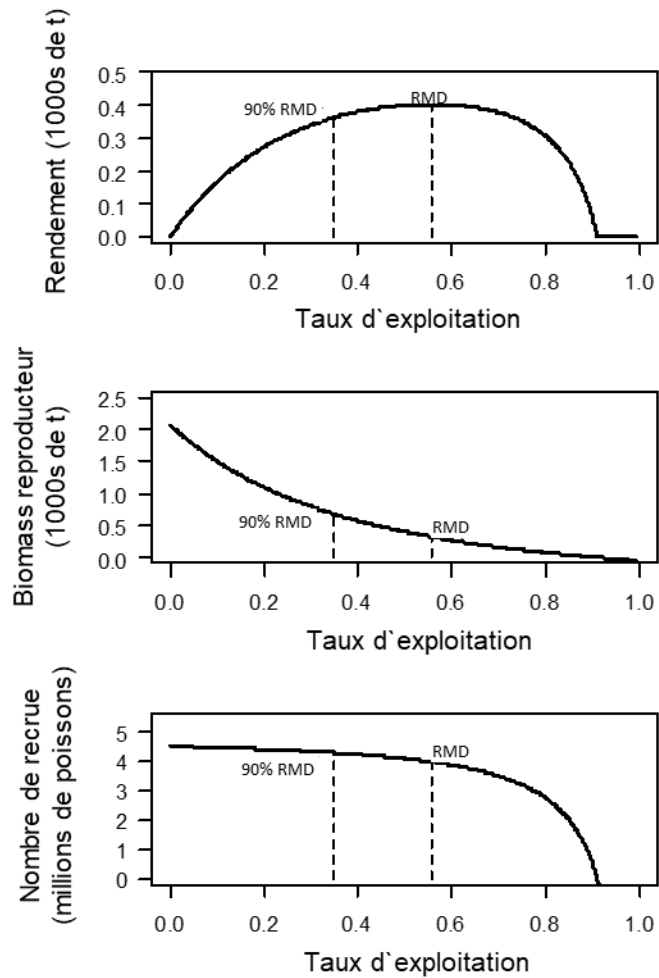


Figure 12. Relation entre le rendement (panneau supérieur), la biomasse des reproducteurs (panneau central), le nombre de recrues d'âge 2 (panneau central) et le taux d'exploitation pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree, tel qu'estimé par le modèle SCA 3. Les lignes pointillées indiquent les taux d'exploitation associés au RMD et à 90 % du RMD.

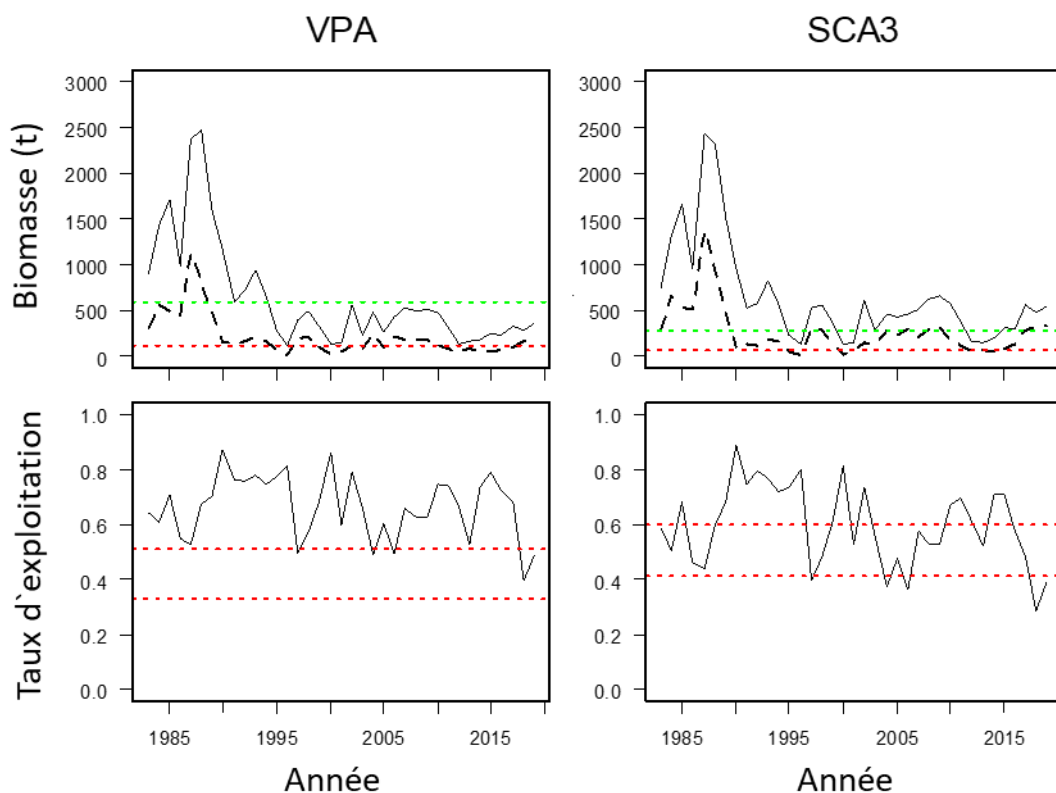


Figure 13. Séries chronologiques pour la population de gaspateau de la rivière Margaree et la pêche la ciblant montrant l'état par rapport aux points de référence fondés sur la biomasse (ligne supérieure) et aux points de référence fondés sur les prélèvements (ligne inférieure) tels que déterminés par les modèles APV (colonne de gauche) et SCA 3 (colonne de droite). Dans les diagrammes relatifs à la biomasse, les lignes rouges pointillées indiquent le PRS (ligne supérieure) et le PRL (ligne inférieure). La ligne noire continue montre la biomasse totale avant la pêche, tandis que la ligne noire pointillée montre la biomasse des reproducteurs restante après la pêche. Dans les diagrammes relatifs au taux de prélèvement, les lignes rouges pointillées indiquent le taux de prélèvement maximal (ligne supérieure) et le taux de prélèvement de référence inférieur (ligne inférieure). Les points de référence fondés sur les prélèvements ne sont appropriés que lorsque la population se trouve dans la zone saine. Les valeurs des quatre dernières années sont discutables en raison de problèmes rétrospectifs liés au modèle (les taux d'exploitation sont sous-estimés et la biomasse est surestimée au cours de ces années).

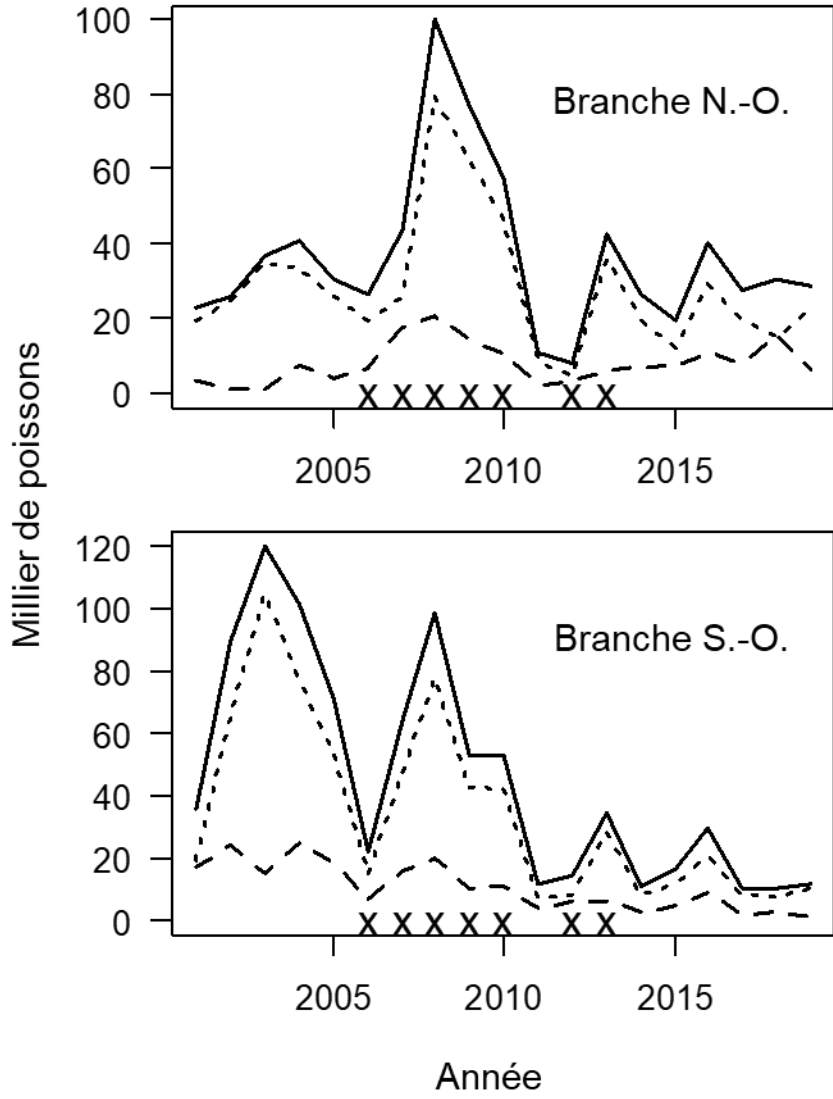


Figure 14. Débarquements annuels d'alose d'été (ligne pointillée) et de gaspereau (*A. pseudoharengus*) (ligne tiretée) de 2001 à 2019. La ligne continue représente les deux espèces combinées. Les X marquent les années pour lesquelles des données sur la composition selon l'âge et le nombre de fraies antérieures sont disponibles.

Alose d'été: branche S.-O.

Point maximal = 33370 poissons

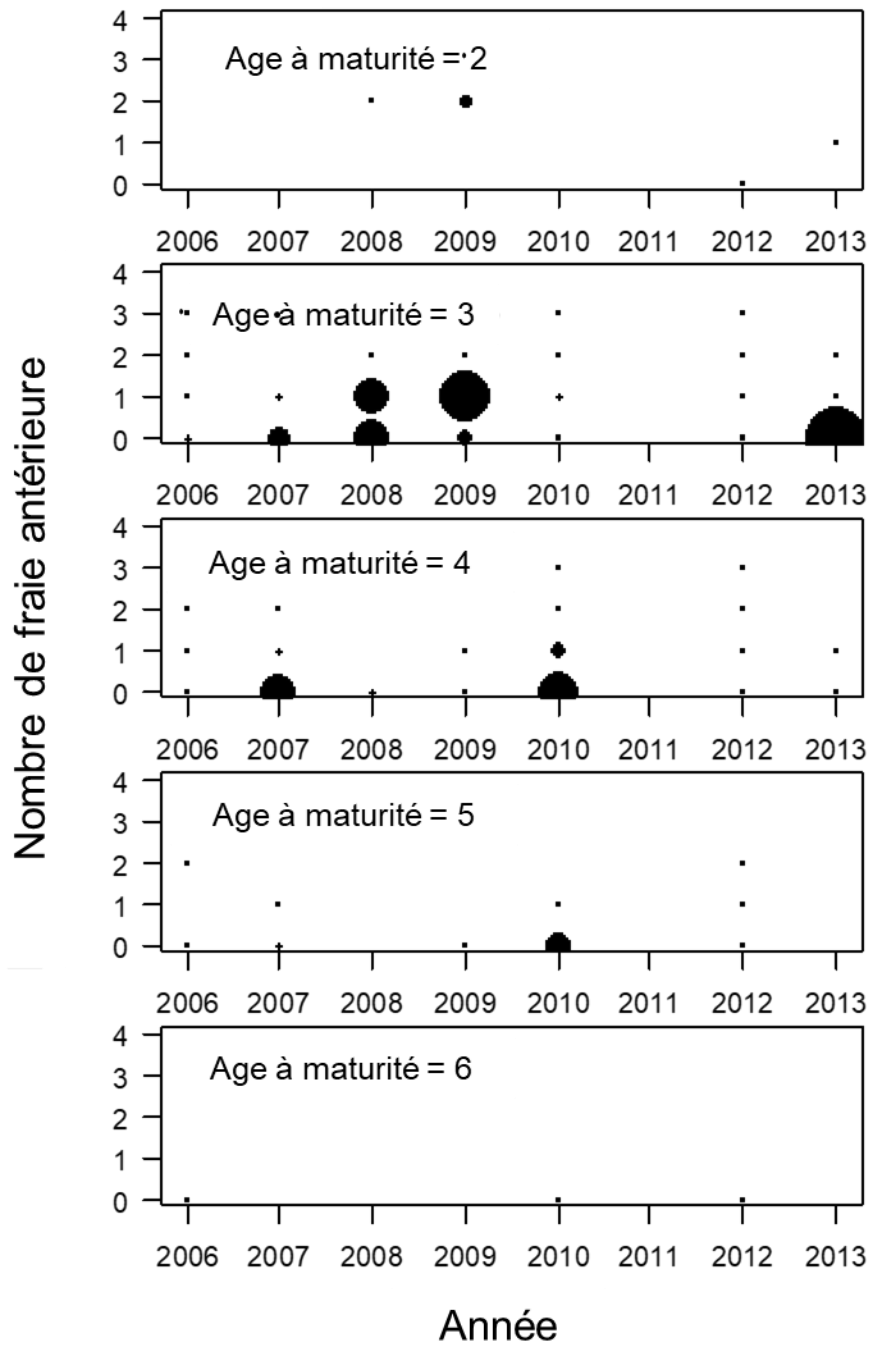


Figure 15. Diagrammes à bulles montrant l'abondance relative annuelle selon l'âge à la maturité (panneaux) et le nombre de fraies antérieures (axe des y) pour l'alose d'été du bras sud-ouest de la rivière Miramichi de 2006 à 2013 (il n'y a pas de données pour 2011).

Alose d'été: branche N.-O.

Point maximal = 49759 poissons

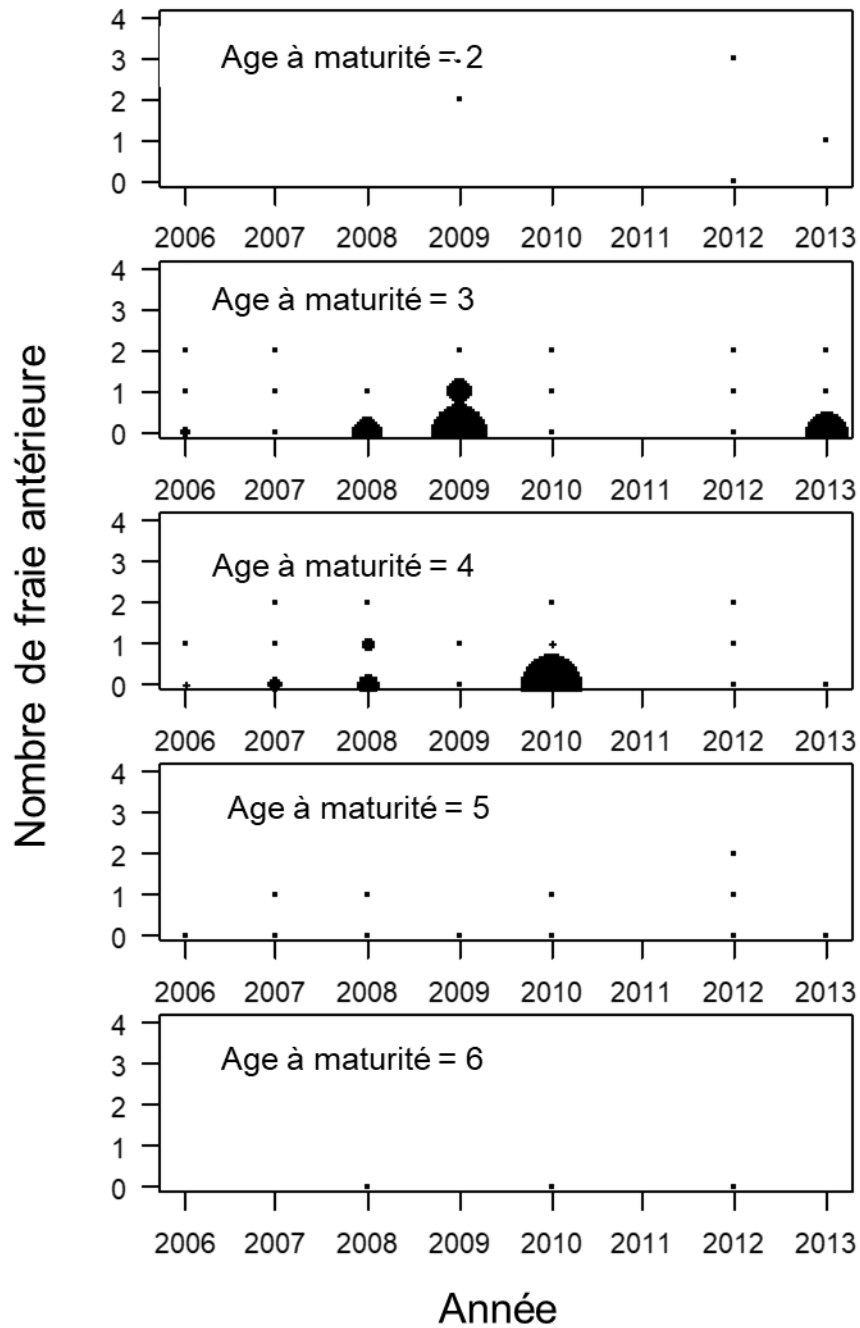


Figure 16. Diagrammes à bulles montrant l'abondance relative annuelle selon l'âge à la maturité (panneaux) et le nombre de fraies antérieures (axe des y) pour l'alose d'été du bras nord-ouest de la rivière Miramichi de 2006 à 2013 (il n'y a pas de données pour 2011).

Gasparau: branche S.-O.

Max. point size = 17480 fish

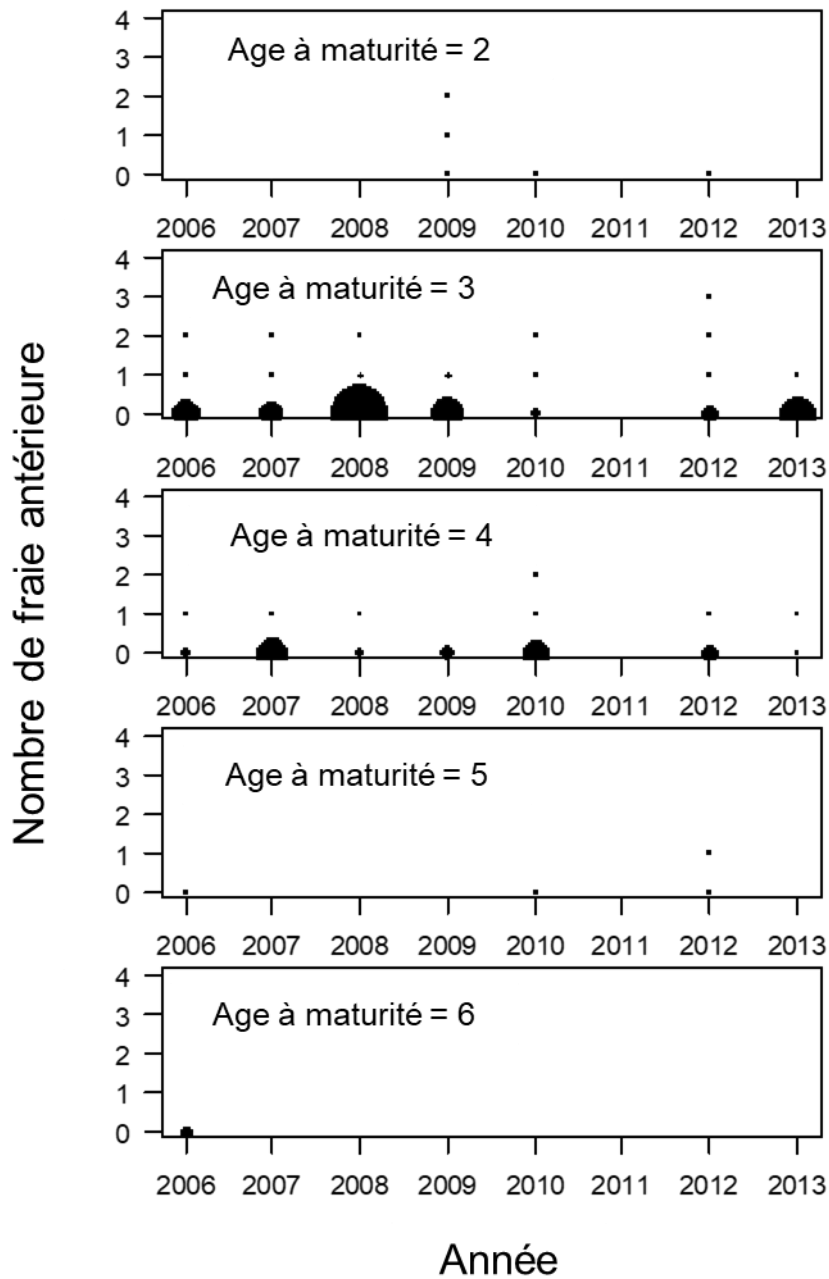


Figure 17. Diagrammes à bulles montrant l'abondance relative annuelle selon l'âge à la maturité (panneaux) et le nombre de fraies antérieures (axe des y) pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) du bras sud-ouest de la rivière Miramichi de 2006 à 2013 (il n'y a pas de données pour 2011).

Gasparau: branche N.-O.

Point maximal = 22321 poissons

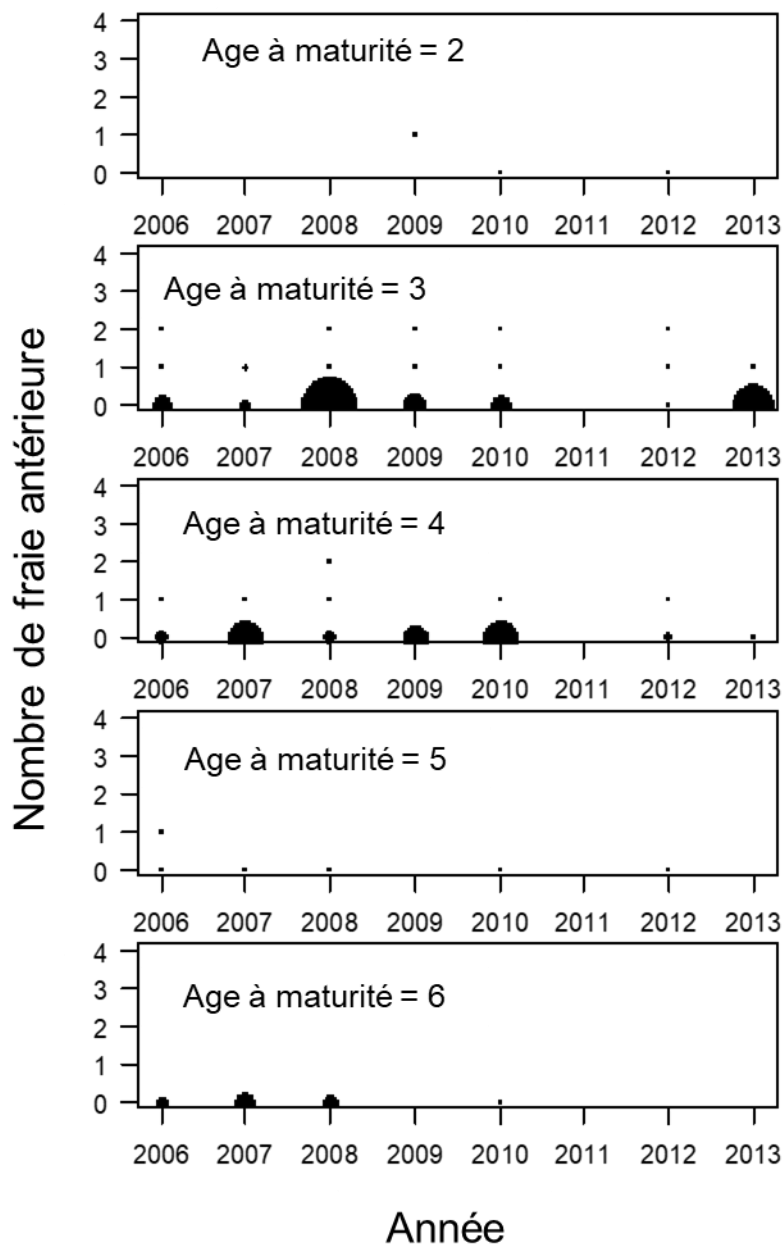


Figure 18. Diagrammes à bulles montrant l'abondance relative annuelle selon l'âge à la maturité (panneaux) et le nombre de fraies antérieures (axe des y) pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) du bras nord-ouest de la rivière Miramichi de 2006 à 2013 (il n'y a pas de données pour 2011).

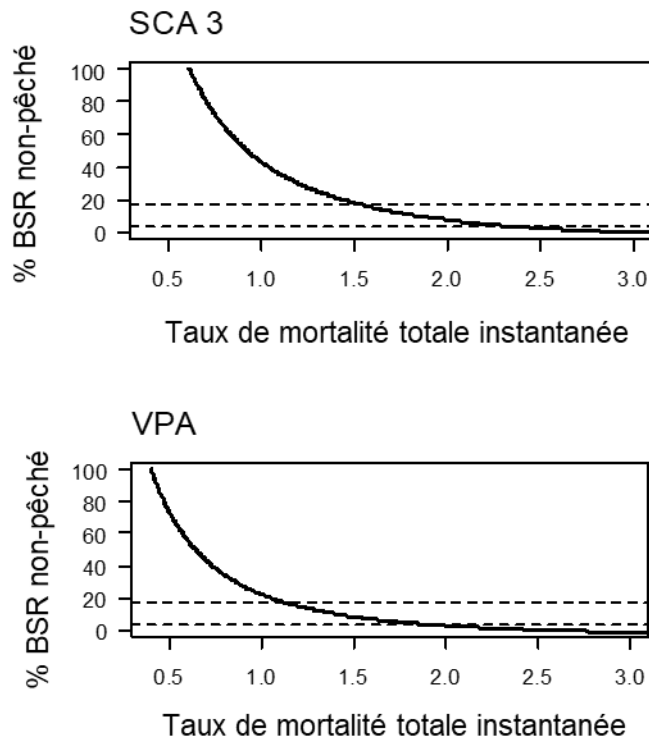


Figure 19. Relation entre le taux instantané de mortalité totale et le pourcentage de la biomasse à l'équilibre non pêchée selon les modèles pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree SCA 3 (panneau supérieur) et APV (panneau inférieur). Les lignes pointillées indiquent le pourcentage à BSR_{RMD} (ligne supérieure) et K (ligne inférieure). La région au-dessus de BSR_{RMD} et la région en dessous de K constituent la zone critique.

SCA 3

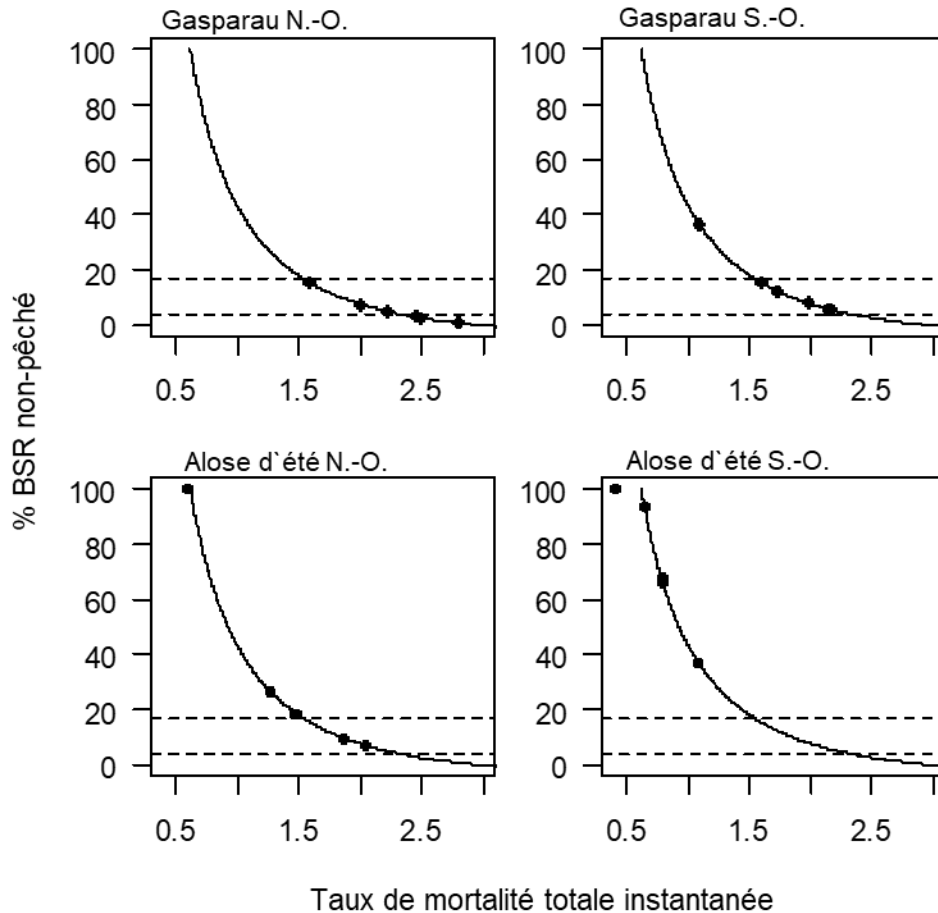


Figure 20. Relation entre le taux instantané de mortalité totale et le pourcentage de la biomasse à l'équilibre non pêchée selon le modèle pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree SCA 3. Les lignes pointillées indiquent le pourcentage à BSR_{RMD} (ligne supérieure) et à K (ligne inférieure). La région située au-dessus de BSR_{RMD} et la région située en dessous de K constituent la zone critique. Les points sont les taux instantanés de mortalité totale estimés à partir des courbes de capture (tableau 1). Le point situé en dehors de la ligne pour l'aloise d'été du bras sud-ouest présente une estimation du taux de mortalité qui est inférieure à l'estimation du taux de mortalité naturelle par le modèle SCA 3.

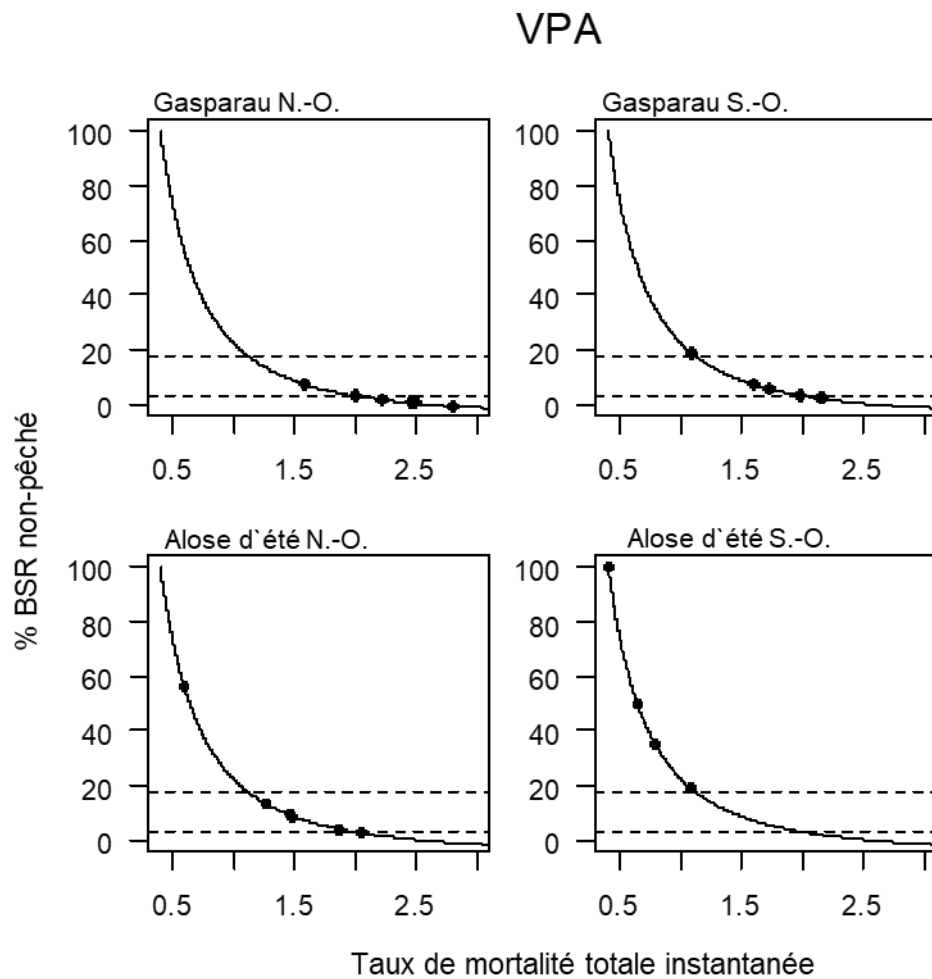


Figure 21. Relation entre le taux instantané de mortalité totale et le pourcentage de la biomasse à l'équilibre non pêchée selon le modèle APV pour le gaspareau (*A. pseudoharengus*) de la rivière Margaree. Les lignes pointillées indiquent le pourcentage à BSR_{RMD} (ligne supérieure) et K (ligne inférieure). La région au-dessus de BSR_{RMD} et la région en dessous de K constituent la zone critique. Les points sont les taux instantanés de mortalité totale estimés à partir des courbes de capture (tableau 1).

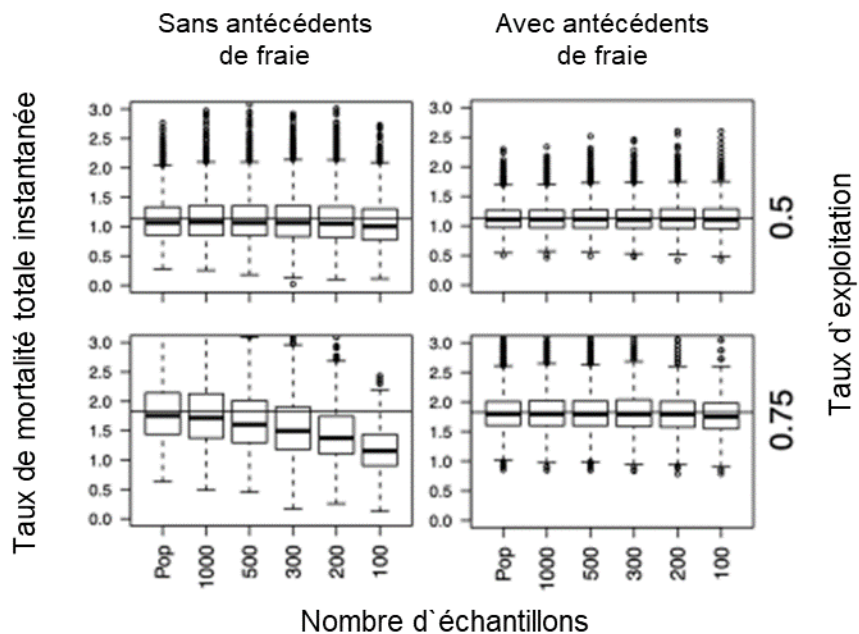


Figure 22. Diagrammes en boîte comparant les estimations du taux instantané de mortalité totale (Z) obtenues par ajustement aux données simulées à l'aide d'un modèle fondé sur le cycle biologique. Deux méthodes d'ajustement des courbes de capture à l'aide de modèles linéaires généralisés de Poisson sont comparées : en utilisant l'âge comme variable indépendante (colonne de gauche) et en utilisant le nombre de fraies antérieures et l'âge à la maturité comme variables indépendantes (colonne de droite). Les deux lignes montrent les résultats obtenus en utilisant des simulations de deux taux d'exploitation : 0,5 et 0,75. Les régressions des courbes de capture ont été ajustées aux données simulées en utilisant des tailles d'échantillon de tous les poissons (Pop), 1 000, 500, 300, 200 et 100 poissons, représentés sur l'axe X de chaque panneau. Chaque diagramme en boîte individuel montre les résultats de 3 750 tentatives d'estimations de Z pour chaque combinaison de taille d'échantillon et de taux d'exploitation. La ligne horizontale continue représente le véritable taux de mortalité total instantané dans chaque tableau. Adapté de Billard (2020).

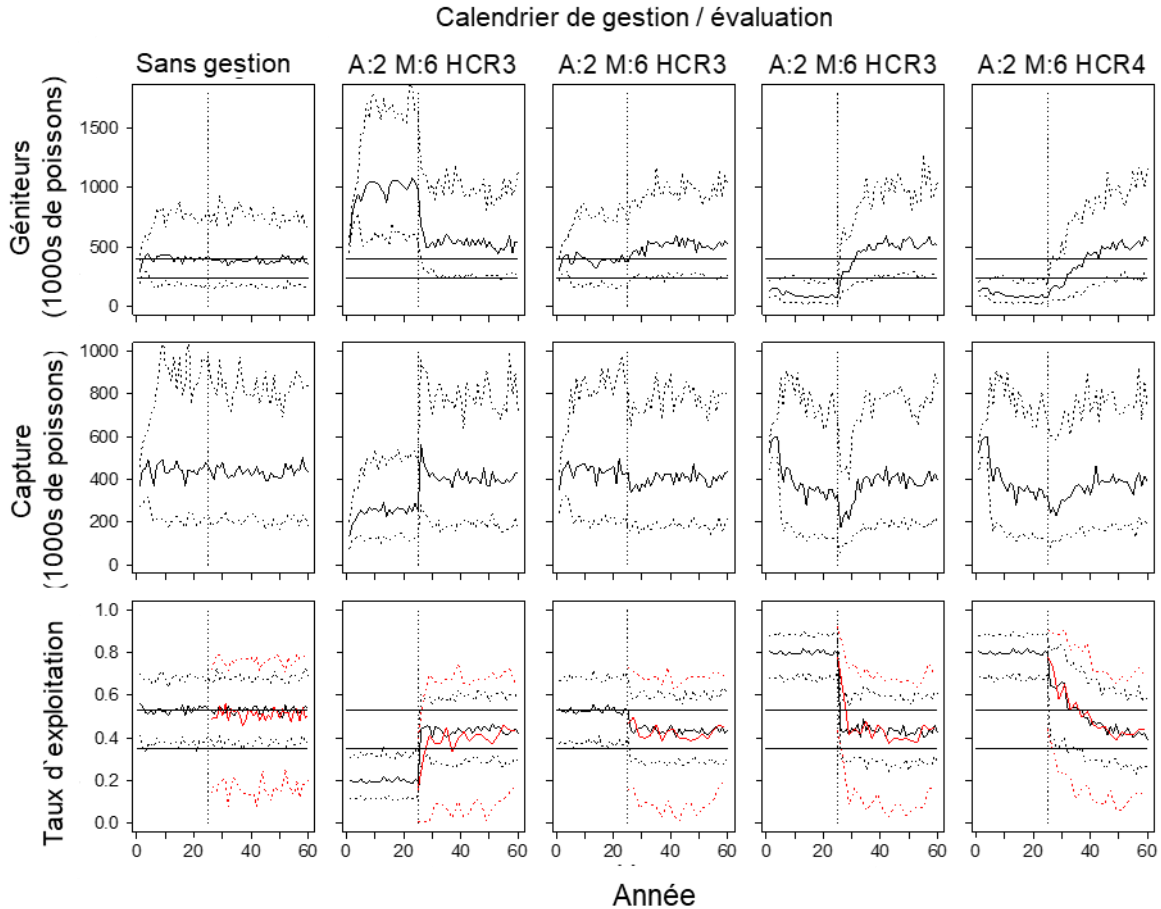


Figure 23. Distribution des échappées annuelles (ligne supérieure), des captures (ligne centrale) et du taux d'exploitation (ligne inférieure) pour 100 projections sur 60 ans réalisées pour cinq stratégies de gestion avec différents calendriers d'évaluation et de gestion, règles de contrôle des prises (RCP) et taux d'exploitation de départ dans l'EMV. La RCP 3 implique une correction plus importante pour ajuster le taux d'exploitation que la RCP 4. La première colonne montre les projections d'une population pleinement exploitée ($\mu = 0,53$) pour laquelle aucun changement de gestion n'est effectué. Les colonnes deux à quatre montrent les projections pour des populations sous-exploitées, pleinement exploitées et surexploitées ($\mu = 0,2$, $\mu = 0,53$, $\mu = 0,8$) qui sont évaluées tous les deux ans et gérées tous les six ans dans le cadre de la RCP 3. La colonne cinq montre les projections de populations surexploitées ($\mu = 0,8$) évaluées tous les deux ans et gérées tous les six ans dans le cadre de la RCP 4. Les lignes pleines dans chaque panneau représentent les valeurs médianes, tandis que les lignes pointillées représentent les 10^e et 90^e percentiles des 100 projections. Les lignes horizontales pleines de la rangée supérieure représentent le point de référence supérieur (400 000 poissons) et le point de référence limite (235 000 poissons). Les lignes horizontales pleines de la rangée inférieure représentent les limites de la zone de pleine exploitation (0,53 et 0,35). Les lignes verticales pointillées indiquent le début de l'évaluation et de la gestion, à l'année 25. Dans la rangée du bas, les lignes noires indiquent la médiane et l'écart du taux d'exploitation appliqué à la population, tandis que les lignes rouges indiquent la médiane et l'écart du taux d'exploitation estimé à l'aide du modèle de courbe de capture (d'après Billard 2020).