



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 2023/006**

**Région du Golfe**

# **Définition du point de référence supérieur du stock, du point de référence cible et du niveau de prélèvement de référence pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) de la région du Golfe du MPO**

G. Chaput, G. Dauphin, J. April<sup>1</sup>, S. Avlijas et C. Breau

Pêches et Océans Canada  
Région du Golfe, Direction générale des sciences  
343, avenue Université  
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

<sup>1</sup>Direction de l'expertise sur la faune aquatique  
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
880 chemin Sainte-Foy  
Québec (Québec) G1S 4X4

---

## 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, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-46970-6 N° cat. Fs70-5/2023-006F-PDF

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

Chaput, G., Dauphin, G., April, J., Avlijas, S. et Breau, C. 2023. Définition du point de référence supérieur du stock, du point de référence cible et du niveau de prélèvement de référence pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) de la région du Golfe du MPO. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/006. ix + 143 p.

### Also available in English :

Chaput, G., Dauphin, G., April, J., Avlijas, S., and Breau, C. 2023. Definition of Upper Stock Reference, Target Reference and Maximum Removal Rate Reference Points for Atlantic Salmon (*Salmo salar*) of DFO Gulf Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/006. viii + 139 p.

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ix
INTRODUCTION .....	1
CONTEXTE POUR LE SAUMON ATLANTIQUE .....	2
DÉRIVATION DU PRS, DU PRC ET DU NPR .....	3
POINT DE RÉFÉRENCE CIBLE ET POINT DE RÉFÉRENCE SUPÉRIEUR DU STOCK .....	4
NIVEAU DE PRÉLÈVEMENT DE RÉFÉRENCE DANS LA ZONE SAINES .....	5
APPROCHES POUR LA DÉRIVATION DU PRS, DU PRC ET DU NPR .....	5
Séries chronologiques de l'abondance contrastée .....	5
Non-stationnarité dans la dynamique des populations .....	6
APPROCHE PROPOSÉE POUR L'ÉVALUATION DES POINTS DE RÉFÉRENCE.....	8
MÉTHODE ET RÉSULTATS DE LA SIMULATION AVEC UNE APPROCHE FONDÉE SUR UN RATIO .....	9
Méthodes .....	9
Résultats .....	9
ANALYSES DES SÉRIES CHRONOLOGIQUES DU STOCK-RECRUTEMENT .....	11
Reconstitution des séries de données .....	11
Analyses du stock-recrutement.....	14
Résultats .....	16
POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LES RIVIÈRES À SAUMON ATLANTIQUE DANS LA RÉGION DU GOLFE DU MPO .....	19
INCERTITUDES.....	20
CONCLUSIONS.....	23
RÉFÉRENCES CITÉES .....	26
TABLEAUX .....	31
FIGURES .....	43
ANNEXES.....	54
ANNEXE 1. SIMULATION POUR ÉVALUER LA MÉTHODE DE RATIO POUR TRANSPOSER LE PRL AU PRS.....	54
Phase d'eau douce .....	54
Phase marine .....	54
Annexe 1. Résultats.....	57
ANNEXE 2 RECONSTITUTION DU NOMBRE D'ŒUFS PAR COHORTE PROPRE À LA RIVIÈRE MIRAMICHI ET À SES BRANCHES ET RÉSULTATS DES AJUSTEMENTS STOCK-RECRUTEMENT .....	72
ANNEXE 3. RECONSTITUTION DU NOMBRE D'ŒUFS PAR COHORTE DANS LA RIVIÈRE MARGAREE ET RÉSULTATS DES AJUSTEMENTS STOCK-RECRUTEMENT ..	85
ANNEXE 4. RÉSULTATS DE L'AJUSTEMENT INDÉPENDANT ET HIÉRARCHIQUE DU STOCK-RECRUTEMENT POUR LES RIVIÈRES DU QUÉBEC.....	96

---

Annexe 4A. Ajustements et diagnostics du modèle de Beverton-Holt ajusté indépendamment aux douze rivières du Québec.....	96
Annexe 4B. Ajustements et diagnostics du modèle de Ricker ajusté indépendamment aux douze rivières du Québec .....	108
Annexe 4C. Ajustements et diagnostics du modèle hiérarchique de Ricker ajusté à dix rivières du Québec et à deux rivières de la région du Golfe.....	120
ANNEXE 5. RELATIONS STOCK-RECRUTEMENT PARAMÉTRÉES EN FONCTION DES PARAMÈTRES DE GESTION C* ET H* (SCHNUTE ET KRONLUND 1996) .....	132
ANNEXE 6. LISTE DES RIVIÈRES À SAUMON ATLANTIQUE DANS LA RÉGION DU GOLFE DU MPO ET LEURS POINTS DE RÉFÉRENCE D'ABONDANCE CORRESPONDANTS. LA LISTE EST TIRÉE DE MPO (2018B) AVEC DE NOUVELLES VALEURS POUR LES POINTS DE RÉFÉRENCE PRS ET PRC .....	135

---

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Description des rivières et des séries chronologiques reconstituées des géniteurs et des retours de saumon atlantique utilisées dans l'élaboration des points de référence pour les rivières de la région du Golfe du MPO. ....	31
Tableau 2a. Résumé (médiane et intervalle du 25 <sup>e</sup> au 75 <sup>e</sup> percentile) des valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m <sup>2</sup> ) provenant de l'ajustement indépendant de la fonction de Beverton-Holt à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière. ....	33
Tableau 2b. Résumé (médiane et intervalle du 25 <sup>e</sup> au 75 <sup>e</sup> percentile) des ratios des valeurs de référence provenant de l'ajustement indépendant de la fonction de Beverton-Holt à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière. ....	35
Tableau 3a. Résumé (médiane et intervalle du 25 <sup>e</sup> au 75 <sup>e</sup> percentile) des valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m <sup>2</sup> ) provenant de l'ajustement indépendant de la fonction de Ricker à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière. Dans le tableau, ND signifie que la valeur n'a pas été déterminée pour la gamme de valeurs de ponte utilisée dans les simulations. ....	37
Tableau 3b. Résumé (médiane et intervalle du 25 <sup>e</sup> au 75 <sup>e</sup> percentile) des ratios des valeurs de référence provenant de l'ajustement indépendant de la fonction de Ricker à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière. Dans le tableau, ND signifie que la valeur n'a pas été déterminée pour la gamme de valeurs de ponte utilisée dans les simulations. ....	39
Tableau 4a. Résumé (médiane et intervalle du 25 <sup>e</sup> au 75 <sup>e</sup> percentile) des valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m <sup>2</sup> ) provenant de l'ajustement hiérarchique de la fonction de Ricker à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière. ....	41
Tableau 4b. Résumé (médiane et intervalle du 25 <sup>e</sup> au 75 <sup>e</sup> percentile) des ratios des valeurs de référence provenant de l'ajustement hiérarchique de la fonction de Ricker à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf pour la période de 1971-1972 à 2004-2005. ....	42

---

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Transposition d'une relation stock-recrutement de frai (graphique supérieur A) aux axes taux d'exploitation et état du stock (graphique inférieur B) du cadre de l'AP. L'exemple concerne un point de référence supérieur du stock (PRS) correspondant à  $80\%R^*$  ( $R_{rmd}$ ), un point de référence cible (PRC) correspondant à  $R^*$  ( $R_{rmd}$ ), un point de référence limite (PRL) égal à  $S^*$  ( $S_{rmd}$ ), et un niveau de prélèvement de référence (NPR) correspondant à  $F_{rmd}$ . Le taux d'exploitation dans la zone de prudence (ligne hachurée grise) serait défini sur la base d'une analyse de risque de la probabilité que l'abondance après exploitation soit inférieure au PRL. La figure est tirée de MPO (2015).....43
- Figure 2a. Distributions a posteriori de valeurs de référence sélectionnées à partir de l'ajustement d'une fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à des séries chronologiques simulées de géniteurs et de retours générées en utilisant cinq niveaux de survie stationnaire post- saumoneau en mer. Les diagrammes de quartiles montrent l'intervalle du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile sous forme de quartiles, l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile sous forme de boîtes et la médiane sous forme de ligne horizontale dans chaque boîte. La méthode de simulation des données, les données simulées et les ajustements sont présentés à l'annexe 1.....44
- Figure 2b. Distributions a posteriori de valeurs de référence sélectionnées à partir de l'ajustement d'une fonction de stock-recrutement de Ricker à des séries chronologiques simulées de géniteurs et de retours générées en utilisant cinq niveaux de survie stationnaire post- saumoneau en mer. Les diagrammes de quartiles montrent l'intervalle du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile sous forme de quartiles, l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile sous forme de boîtes et la médiane sous forme de ligne horizontale dans chaque boîte. La méthode de simulation des données, les données simulées et les ajustements sont présentés à l'annexe 1.....45
- Figure 3. Emplacement géographique des rivières avec les données reconstituées de stock-recrutement d'adulte à adulte analysées dans cette étude. Les branches nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi ont une confluence commune dans les eaux de marée et deviennent la rivière Miramichi, mentionnée dans le document. ....46
- Figure 4. Ajustements des fonctions de stock-recrutement de Ricker (hiérarchiques) à la série chronologique d'œufs à œufs pour les 10 rivières du Québec et deux rivières de la région du Golfe du MPO, cohortes de 1972 (bleu foncé) à 2015 (vert pâle) (voir le tableau 4 pour les cohortes propres à chaque rivière). Le total des œufs dans les géniteurs (axe horizontal) et dans les retours (axe vertical) par cohorte est exprimé en milliers d'œufs. La courbe rouge épaisse correspond à la relation stock-recrutement médiane de Ricker, les zones gris foncé et gris pâle correspondent aux enveloppes interquartiles des 25<sup>e</sup> à 75<sup>e</sup> et des 2,5<sup>e</sup> à 97,5<sup>e</sup>, respectivement. La ligne diagonale noire représente la ligne 1:1, la ligne horizontale noire correspond à  $R^*$ , et les lignes horizontales bleues pointillées et en pointillés correspondent à  $R_{max}$  et  $0,5R_{max}$ , respectivement. La ligne rouge verticale correspond au PRL lorsqu'il est disponible.....47
- Figure 5. Relation linéaire entre  $\text{Log}(S^*)$  et  $\text{Log}(\text{Superficie mouillée})$  à partir de l'analyse hiérarchique de douze rivières de la région du Golfe du MPO et du Québec (voir figures 3 et 4). La ligne pointillée, et les zones ombrées en gris foncé et en gris pâle correspondent respectivement à la médiane, à l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile et à l'intervalle du 2,5<sup>e</sup> au 97,5<sup>e</sup> percentile. Les points et segments noirs correspondent à la médiane et à l'intervalle du 2,5<sup>e</sup> au 97,5<sup>e</sup> percentile de la distribution a posteriori de  $S^*$  pour les rivières individuelles. Les points et segments orange correspondent à la médiane, à l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile et à l'intervalle du 2,5<sup>e</sup> au 97,5<sup>e</sup> percentile de la distribution prédictive a posteriori de  $S^*$  pour trois rivières dont la superficie mouillée est de 500, 2500 et 40 000 m<sup>2</sup>.....48

Figure 6. Sommaire a posteriori (médiane sous forme de symbole, intervalle du 2,5<sup>e</sup> au 97,5<sup>e</sup> percentile sous forme de barres verticales) de  $S^*$  et  $R^*$  (œufs par 100 m<sup>2</sup>), de  $h^*$  et de différents ratios provenant des ajustements des modèles indépendants et hiérarchiques à la fonction de stock-recrutement de Ricker pour dix rivières du Québec et deux rivières du Golfe (Margaree et Miramichi) pour les cohortes de 1972 à 2015. Les lignes horizontales en pointillés rouges et les chiffres correspondent aux valeurs moyennes entre les rivières à partir de l'ajustement hiérarchique. ....49

Figure 7. Tracé AP des points de référence et des trois zones d'état pour le saumon atlantique des rivières de la région du Golfe du MPO. Les acronymes utilisés dans le tracé sont : PRL = point de référence limite, PRS = point de référence supérieur du stock ( $3,78 \times PRL$ ), PRC = point de référence cible ( $4,73 \times PRL$ ), et Niveau de prélèvement de référence (NPR) (0,60). L'axe de l'état des stocks est représenté en proportion du PRL. La ligne diagonale en pointillés gris pâle illustre une règle de décision sur les prises candidate avec un déclin linéaire ancré par deux points de contrôle opérationnels qui sont décalés du PRL et du PRS pour tenir compte des incertitudes dans les abondances estimées avant la pêche. ....50

Figure 8. Pourcentages d'œufs perdus en raison de la pêche et estimations ponctuelles des œufs dans les retours totaux (avant la pêche) pour l'ensemble de la rivière Miramichi (en haut; 1971 à 2019), de la branche nord-ouest de la rivière Miramichi (au milieu; 1984 à 2019) et de la branche sud-ouest de la rivière Miramichi (en bas; 1984 à 2019). Les œufs totaux dans les retours correspondent à une proportion du PRL propre à la rivière. La ligne rouge pleine verticale représente le PRL, la ligne verte pointillée verticale représente le PRS et la ligne verte pointillée verticale représente le PRC. Le niveau de prélèvement de référence (NPR) maximal de référence de 60 % est indiqué dans le graphique supérieur sous la forme d'une ligne rouge pointillée horizontale, mais il est hors échelle dans les graphiques du milieu et du bas. À titre d'illustration, la ligne diagonale en pointillés gris pâle de chaque graphique est un exemple de règle de décision sur les prises candidate avec un déclin linéaire ancré par deux points de contrôle opérationnels qui sont décalés de 10 % par rapport au PRL et au PRS pour tenir compte des incertitudes dans les abondances estimées avant la pêche. ....51

Figure 9. Pourcentages d'œufs perdus en raison de la pêche et estimations ponctuelles des œufs dans les retours totaux (avant la pêche) pour la rivière Margaree, de 1971 à 2019 (graphique supérieur) et de 1985 à 2019 (graphique inférieur). Les œufs totaux dans les retours correspondent à une proportion du PRL de la rivière Margaree. La ligne rouge pleine verticale représente le PRL, la ligne verte pointillée verticale représente le PRS et la ligne verte pointillée verticale représente le PRC. Le niveau de prélèvement de référence (NPR) maximal de référence de 60 % est indiqué dans le graphique supérieur sous la forme d'une ligne rouge pointillée horizontale, mais il est hors échelle dans le graphique inférieur. À titre d'illustration, la ligne diagonale en pointillés gris pâle de chaque graphique est un exemple de règle de décision sur les prises candidate avec un déclin linéaire ancré par deux points de contrôle opérationnels qui sont décalés de 10 % par rapport au PRL et au PRS pour tenir compte des incertitudes dans les abondances estimées avant la pêche. ....52

Figure 10. Série chronologique des distributions a posteriori des œufs estimés dans les retours (rangée supérieure) et des œufs dans les géniteurs (rangée inférieure) en tant que proportion du PRL propre à la rivière pour la branche sud-ouest de la rivière Miramichi (colonne de gauche) et la branche nord-ouest de la rivière Miramichi (colonne de droite), de 1984 à 2019. Les diagrammes de quartiles montrent l'intervalle du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile sous forme de quartiles, l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile sous forme de boîtes et la médiane sous forme de ligne horizontale dans chaque boîte. Les diagrammes de quartiles sont ombrés pour correspondre à la probabilité que les œufs estimés soient inférieurs au PRL : le jaune représente la zone de prudence (5<sup>e</sup> percentile > PRL et médiane < PRS), l'orange correspond

---

au 5<sup>e</sup> percentile de l'estimation qui est inférieur au PRL, et le rouge correspond à la médiane qui est inférieure au PRL. La ligne horizontale rouge représente le PRL, la ligne horizontale pointillée verte représente le PRS. Le PRC est hors échelle dans tous les graphiques.....53

---

## RÉSUMÉ

Pêches et Océans Canada (MPO) élabore un cadre d'approche de précaution (AP) pour la gestion des pêches du saumon atlantique dans les rivières de la région du Golfe du MPO. Le MPO (2018) a déjà défini des points de référence limite (PRL) propres aux rivières pour le saumon atlantique dans la région du Golfe du MPO. Ce document traite de la définition du point de référence supérieur du stock (PRS), du point de référence cible (PRC) et du niveau de prélèvement de référence (NPR) dans la zone saine. Le PRS est défini comme 80 % du recrutement au rendement équilibré maximal et le PRC comme le recrutement au rendement équilibré maximal. Le niveau de prélèvement de référence représente le taux d'exploitation qui permet d'obtenir le rendement équilibré maximal. Les séries chronologiques reconstituées des retours et des géniteurs de saumon atlantique anadrome de deux rivières de la région du Golfe du MPO, enrichies par les données de douze rivières de la province de Québec qui sont proches des rivières de la région du Golfe, sont analysées. Une approche utilisant des ratios est proposée pour définir les valeurs de PRS et de PRC sur la base des valeurs de PRL définies. Le ratio quantifie l'écart entre les valeurs de PRL et de PRS dérivées des données d'adulte à adulte, qui est ensuite appliqué au PRL qui est défini en utilisant uniquement la phase d'eau douce du cycle biologique du saumon. Le ratio moyen entre le PRS et le PRL pour les douze rivières analysées est de 3,8 et le ratio entre le PRC et le PRL est de 4,7. La limite résultante des zones de prudence ou saines est environ quatre fois plus élevée que la limite des zones critiques et de prudence. Le niveau de prélèvement de référence est tiré directement des analyses de stock-recrutement d'adulte à adulte, et est égal à 0,6. Le PRL, le PRS et le PRC sont définis pour chaque rivière de la région du Golfe du MPO dont on sait ou dont on suppose qu'elle accueille une remontée de saumon anadrome. Les points de référence sont exprimés en unités d'œufs fournis par tous les saumons anadromes, peu importe la durée de leur séjour en mer et leur taille.

---

## INTRODUCTION

Le Cadre pour la pêche durable englobe un certain nombre de politiques visant à orienter les décisions de gestion pour faire en sorte que les pêches canadiennes soient menées de manière à soutenir les objectifs de conservation et d'utilisation durable. L'une des politiques du cadre est « Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution » qui s'applique directement aux stratégies de récolte de pêches (MPO 2009). La Politique de conservation du saumon atlantique sauvage du Canada (MPO 2018a) et son plan de mise en œuvre associé (MPO 2019a) ont défini l'élaboration et la mise en œuvre de l'approche de précaution comme une action prioritaire pour la conservation du saumon atlantique dans l'est du Canada. Dans la progression des politiques de soutien aux activités de pêche durables, le MPO (2019b) a publié des lignes directrices pour le rétablissement des stocks passés en zone critique. Toutes ces politiques sont pertinentes pour l'initiative actuelle visant à établir le cadre de l'approche de précaution pour les rivières à saumon atlantique (*Salmo salar*) de la région du Golfe du MPO. Le cadre de l'approche de précaution (AP) comporte trois principaux volets :

- Les points de référence qui définissent les zones d'état des stocks (saine, de prudence et critique),
- Une stratégie de récolte définie et des règles de décision sur les prises associées, et
- La prise en compte de l'incertitude et des risques dans l'établissement de points de référence et la mise en œuvre des règles de décision.

Dans le but d'appuyer l'élaboration de l'AP pour le saumon atlantique, le MPO (2015) a fourni des conseils sur l'élaboration de points de référence, y compris l'examen des points de référence candidats, la pertinence d'utiliser des points de référence lorsque la productivité varie, les valeurs candidates des points de référence et les méthodes de transfert des points de référence des rivières faisant l'objet d'un suivi aux rivières à données limitées. S'inspirant des avis formulés dans MPO (2015), MPO (2018b) a défini des points de référence limite (PRL) propre à chaque rivière pour le saumon atlantique dans la région du Golfe du MPO.

Ce document traite des éléments restants du premier volet de l'AP, en définissant le point de référence supérieur du stock (PRS), le point de référence cible (PRC) et le niveau de prélèvement de référence (NPR) dans la zone saine. Il aborde également certaines des incertitudes et des risques liés à la définition des points de référence, comme le prescrit le troisième volet de l'AP.

MPO (2009) parle du concept de PRC et MPO (2021a) approfondit l'interprétation du PRS et du PRC. Le PRS peut être considéré comme la limite entre la zone de prudence et la zone saine, tandis que le PRC représente un état souhaitable de l'état du stock à atteindre en moyenne, c.-à-d. environ 50 % du temps (MPO 2021a). Si l'on considère le rôle principal du PRS comme un seuil de réduction progressive du taux de mortalité par pêche pour éviter que l'état du stock n'atteigne le PRL, on constate qu'il ne s'agit pas d'un état qui devrait être atteint en moyenne, ce qui justifie de fixer le PRC au-dessus du PRS sur l'axe de l'état du stock.

Le niveau de prélèvement de référence (NPR) qui s'appliquerait dans la zone saine serait le taux correspondant au PRC. Par exemple, si le PRS est fixé à 80 % de  $B_{RMD}$  (exemple tiré de MPO 2009), le PRC pourrait être de  $B_{RMD}$ , ce qui est un état souhaitable pour la pêche, car il peut fournir un rendement équilibré maximal. Le taux d'exploitation correspondant à  $B_{RMD}$  serait  $F_{RMD}$ . Les captures qui pourraient être réalisées à 80 %  $B_{RMD}$ , le PRS, sont inférieures à celles qui pourraient l'être à  $B_{RMD}$  (PRC) et le taux d'exploitation pour obtenir les captures à 80 %  $B_{RMD}$  est supérieur à  $F_{RMD}$  (NPR).

---

Pour définir les autres éléments de l'AP pour le saumon atlantique, on analyse un ensemble de séries chronologiques reconstituées de géniteurs et de retours de saumons atlantiques adultes provenant de deux rivières de la région du Golfe du MPO, complétées par des données provenant de douze rivières de la province de Québec, proches des rivières de la région du Golfe. Une approche est proposée en utilisant des ratios de points de référence des relations d'adulte à adulte pour définir le PRS et le PRC sur la base des valeurs du PRL des rivières de la région du Golfe du MPO. Le niveau de prélèvement de référence est tiré des analyses de stock-recrutement d'adulte à adulte. Les incertitudes et les lacunes dans les connaissances découlant de cette approche sont discutées.

La définition d'un PRS, d'un PRC et d'un NPR, combinée au PRL défini précédemment, est utilisée dans un deuxième document de travail (Breau et Chaput 2023) pour évaluer les règles de décision sur les prises proposées pour la pêche récréative du saumon atlantique dans la rivière Miramichi.

## CONTEXTE POUR LE SAUMON ATLANTIQUE

Le saumon atlantique de la région du Golfe du MPO fait partie des 180 stocks de poissons qui font l'objet d'un suivi de la mise en œuvre du Cadre pour la pêche durable au moyen de l'étude sur la durabilité des pêches. Les dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* révisée (projet de loi C-68; 21 juin 2019) s'appliquent aux principaux stocks de poissons prescrits par règlement (MPO 2021a). Bien que le saumon atlantique du Golfe ne soit pas défini comme un stock prioritaire dans le lot 1, les actions qui s'appliqueraient aux principaux stocks sont pertinentes dans l'élaboration du cadre de l'AP pour le saumon.

Le premier élément important est la définition du stock, en tenant compte des considérations biologiques et de gestion (MPO 2021a). La gestion des pêches récréatives du saumon atlantique se fait généralement à l'échelle provinciale, qui regroupe un grand nombre de rivières, alors que l'accès des peuples autochtones est propre à chaque communauté et peut inclure une ou plusieurs rivières géographiquement proches. Dans le cadre de la gestion des pêches récréatives à l'échelle provinciale, des mesures particulières à une zone peuvent s'appliquer; par exemple, la fermeture de la pêche récréative du saumon atlantique dans la zone de pêche du saumon (ZPS) 23 au Nouveau-Brunswick (N.-B.) (région des Maritimes du MPO), la fermeture de la pêche du saumon atlantique dans les rivières de la partie sud-est de la SPS 16 au N.-B. (région du Golfe du MPO), et des mesures de gestion propres à chaque rivière, associées à des limites de rétention quotidienne ou à des fermetures en raison de conditions d'eaux chaudes et basses, comme c'est le cas dans les rivières Miramichi, Nepisiguit et Ristigouche (N.-B.) et dans la rivière Margaree (Nouvelle-Écosse, N.-É.). Sur le plan international, des avis sont fournis et des décisions de gestion des pêches sont prises pour les activités de pêche à l'ouest du Groenland sur la base de l'état de six grandes unités géographiques de saumon atlantique dans l'est de l'Amérique du Nord (ICES 2020a). Lorsque l'on passe de la région du fleuve à l'échelle internationale, les valeurs de référence sont additionnées à une échelle spatiale appropriée pour la formulation d'avis.

Les évaluations du saumon atlantique dans la région du Golfe du MPO sont fournies individuellement pour un petit nombre (habituellement moins de douze) de rivières dans les provinces du N.-B., de la N.-É. et de l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.; MPO 2020a). Des évaluations propres aux rivières ainsi que leur état par rapport aux PRL sont également signalés pour un nombre limité de rivières de la région des Maritimes du MPO (MPO 2020b) et de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO (MPO 2020c). Des points de référence propres à chaque rivière et des évaluations annuelles sont fournis pour les rivières de la province de Québec (MFFP 2016; MFFP 2021).

---

Des PRL propres à chaque rivière pour le saumon atlantique ont été définis pour la région du Golfe du MPO (MPO 2018b) comme étant le nombre total d'œufs chez les géniteurs de tous les groupes d'âge ou de taille qui permet une faible probabilité (25 % ou moins) que le recrutement résultant (exprimé en saumoneaux) soit inférieur à 50 % du recrutement maximal. Les PRL ont été établis à partir de données sur la phase d'eau douce du saumon atlantique anadrome de 14 rivières de l'est du Canada. Le jeu de données sur le dépôt d'œufs et la production de saumoneaux comprenait des observations provenant de deux rivières de la région du Golfe du MPO : la rivière Margaree et la rivière Kedgwick (affluent de la rivière Ristigouche) (Chaput *et al.* 2015). Un modèle stock-recrutement de Beverton-Holt avec une covariable de caractéristique biologique des géniteurs spécifique aux rivières affectant le taux de survie est utilisé pour ces rivières. La covariable de caractéristique biologique correspond à la proportion du total des œufs qui sont pondus par des saumons qui ont passé plusieurs hivers en mer (ou grands;  $\geq 63$  cm de longueur à la fourche) avec pour conséquence que quand la proportion du total des œufs provenant des grands saumons augmente, le taux de ponte de toutes les tailles de géniteurs et de tous les groupes d'âge nécessaire pour atteindre 50 % du recrutement maximal diminue. Les superficies d'habitat utilisées étaient les superficies fluviales mouillées, non ajustées pour les caractéristiques, le type et la qualité de l'habitat ou d'autres particularités. Les données sur les caractéristiques biologiques sont disponibles pour un petit nombre de rivières de la région et les données biologiques des rivières échantillonnées ont été appliquées à celles qui ne disposaient pas de données détaillées en fonction de leur proximité géographique.

Aux fins de la définition des points de référence pour le saumon atlantique, l'unité biologique est à l'échelle de la rivière. La liste des rivières est fournie dans MPO (2018b) et mise à jour dans le présent document avec les PRS et les PRC proposés (annexe 6).

### **DÉRIVATION DU PRS, DU PRC ET DU NPR**

La dynamique des stocks de saumon atlantique est souvent présentée sous la forme de relations de géniteurs à recrues, les géniteurs étant sur l'axe horizontal et les recrues sur l'axe vertical (Potter 2001; Prévost *et al.* 2003; Holt *et al.* 2009; Dionne *et al.* 2015; figure 1). Étant donné que les activités de pêche ciblent presque exclusivement les saumons atlantiques matures qui reviennent dans les rivières, la gestion de l'exploitation des pêches les concernant équivaut essentiellement à la gestion des géniteurs qui assureront le recrutement de la génération suivante. Dans le cadre de cette approche, des points de référence potentiels (PRL et PRS) ont été proposés sous forme de géniteurs après les captures par les activités de pêche (Prévost *et al.* 2003; Dionne *et al.* 2015).

La visualisation classique de stock-recrutement décrite ci-dessus diffère du cadre de l'AP où l'état des stocks, ou un indice de l'abondance totale, est présenté sur l'axe horizontal et le taux d'exploitation sur l'axe vertical (figure 1). Pour concilier ces deux perspectives, il suffit de transférer l'axe du recrutement à partir du cadre de stock-recrutement (géniteurs et recrutement) vers l'axe de l'état des stocks du cadre de l'AP (abondance des stocks et taux d'exploitation) (figure 1; MPO 2015; Chaput 2015). De cette façon, l'axe de l'état du stock du diagramme de l'AP est interprété comme l'abondance du stock avant les pertes anthropiques qui sont contrôlées, et la règle de décision sur les prises ajuste le taux d'exploitation (pertes) à cette abondance. Lorsque l'abondance des stocks avant exploitation est égale ou inférieure au PRL défini, c.-à-d. que le recrutement avant pêche est essentiellement égal aux géniteurs, les captures et le taux d'exploitation doivent être au niveau le plus bas possible (MPO 2009). Lorsque l'abondance des stocks avant exploitation se situe dans la zone saine de l'AP, les captures peuvent être effectuées à un taux maximal qui n'entraîne pas la chute de l'abondance après exploitation (c.-à-d. les géniteurs) à un niveau égal ou inférieur au PRL. Les taux

---

d'exploitation dans la zone de prudence (lorsque l'abondance est supérieure au PRL, mais inférieure au PRS) sont ajustés de manière à limiter la probabilité que le nombre de géniteurs après exploitation soit inférieur au PRL et à favoriser la reconstitution du stock dans la zone saine (MPO 2009, 2021a).

## **POINT DE RÉFÉRENCE CIBLE ET POINT DE RÉFÉRENCE SUPÉRIEUR DU STOCK**

Comme le précise MPO (2009, 2015), les PRS et les PRC correspondraient aux objectifs des utilisateurs ainsi qu'au profil de risque et à la tolérance au risque de la stratégie de gestion, mais le PRS doit être fixé, au minimum, à un niveau supérieur au PRL avec une très faible probabilité (< 5 %) que les géniteurs (après la pêche) tombent en dessous du PRL lorsqu'un stock qui est au PRS ou au-dessus est pêché au niveau de prélèvement de référence. Cela est conforme à l'approche de précaution pour la gestion des activités de pêche de saumon atlantique adoptée par l'Organisation de Conservation du Saumon de l'Atlantique Nord (OCSAN).

Un PRS a été défini comme étant 1,5 fois le PRL exprimé en œufs pour les rivières de Terre-Neuve-et-Labrador (MPO 2018c); le fondement de ce choix n'a pas été communiqué. La province de Québec a déterminé des équivalents du PRL et du PRS pour les rivières du Québec, les valeurs du PRS étant en moyenne 3,8 fois supérieures au PRL, avec une gamme de valeurs minimale à maximale de 1,8 à 7,5 fois le PRL (Dionne *et al.* 2015; MFFP 2016).

Le maintien des activités de pêches autochtones et récréatives du saumon atlantique est souhaité et, par défaut, des points de référence définis à l'aide des concepts de rendement maximal durable (RMD) sont présentés. Les points de référence du RMD tiennent compte à la fois des aspects biologiques de la ressource (de la relation stock-recrutement) et des considérations socio-économiques (maximisation du rendement de la pêche). D'autres objectifs de gestion et points de référence pourraient être envisagés, comme décrit plus loin.

Les points de PRS candidats correspondant à des objectifs de gestion possibles comprennent (MPO 2015; Chaput 2015) :

- 80 %R\* : abondance correspondant à 80 % du recrutement qui assure le rendement maximal durable. Cette valeur équivaut à la valeur de 80 % $B_{RMD}$  décrite dans MPO (2009). Elle est proposée comme PRS pour le saumon atlantique pour les rivières de la région du Golfe du MPO.
- 80 %Rmax : abondance correspondant à 80 % du recrutement maximal. Cette valeur viendrait soutenir les objectifs de maximisation des possibilités et des valeurs de la pêche, comme c'est le cas pour les activités de pêche récréative qui autorisent la pratique de la remise à l'eau ou qui peuvent être sélectives en fonction de la taille ou des groupes d'âge.

Les PRC candidats comprennent :

- R\* : également appelé Ropt, recrutement correspondant au rendement maximal durable, exprimé comme la différence maximale entre le recrutement et les géniteurs. Cette valeur viendrait soutenir les objectifs de la pêche pour la consommation. Elle est proposée comme PRC pour le saumon atlantique pour les rivières de la région du Golfe du MPO.
- %Rmax : abondance correspondant à un pourcentage élevé du recrutement maximal estimé. La valeur de Rmax pourrait être utilisée pour la fonction de stock-recrutement de Ricker. Pour la fonction de Beverton-Holt, Rmax est une valeur théorique qui est réalisée lorsque les géniteurs sont infiniment grands et qu'une valeur de 90 % de Rmax pourrait être un PRC potentiel.

---

## NIVEAU DE PRÉLÈVEMENT DE RÉFÉRENCE DANS LA ZONE SAINÉ

Selon MPO (2009), le niveau de prélèvement de référence dans la zone saine ne devrait pas dépasser le taux correspondant à  $F_{RMD}$  (taux de pêche qui donne lieu à un rendement maximal durable). Comme nous l'avons vu précédemment, le niveau de prélèvement de référence (NPR) est le taux correspondant au PRC. Avec le PRC fixé à  $R^*$ ,  $S^*$  représentant les géniteurs qui donnent le  $R^*$ , et  $C^*$  représentant les prises au rendement maximal durable, le niveau de prélèvement de référence ( $h^*$ ) est le suivant :

$$h^* = \frac{C^*}{R^*} = \frac{R^* - S^*}{R^*}$$

## APPROCHES POUR LA DÉRIVATION DU PRS, DU PRC ET DU NPR

Idéalement, les points de référence seraient dérivés de données propres à chaque rivière et les points de référence et les règles de décision sur les prises tiendraient compte des cycles de vie propres à chaque rivière, des effets dépendants de la densité en eau douce, de la qualité et de la quantité de l'habitat qui affecte la productivité, et de la survie en mer. Dans les faits, on dispose de très peu de séries chronologiques de géniteurs et de recrues adultes propres à chaque cours d'eau pour effectuer ces analyses; d'autres approches sont donc nécessaires. Le MPO (2015) indique qu'il est préférable de déterminer les PRS en utilisant les données du cycle de vie complet (d'adulte à adulte), mais cette approche est limitée par deux considérations opposées.

Une longue série chronologique de l'abondances contrastées permettant d'estimer de manière adéquate les paramètres du cycle biologique est nécessaire. Il existe un nombre limité de séries chronologiques du stock-recrutement de saumon atlantique d'adulte à adulte reconstituées et publiées (Prévost *et al.* 2003; Dionne *et al.* 2015), et seules deux rivières (Miramichi, Margaree) disposent de telles données dans la région du Golfe du MPO (Chaput et Jones 1992, 2006; Walters et Korman 2001; Parent et Rivot 2013).

Des changements directionnels durables dans les caractéristiques du cycle de vie, en particulier la survie pendant la phase du cycle de vie indépendante de la densité, risquent de se produire pour les longues séries chronologiques de suivi. Un changement directionnel et soutenu des paramètres du cycle biologique dans le temps est appelé non-stationnarité, ce qui diffère de la variation à court terme. Les conséquences de la non-stationnarité résident dans le fait que les observations du passé peuvent ne pas être représentatives des conditions actuelles et futures et peuvent donc biaiser notre compréhension de la dynamique des populations, des points de référence et des attentes (MPO 2015; Malick 2020).

### Séries chronologiques de l'abondance contrastée

La reconstitution des données sur le cycle de vie complet (de l'œuf à l'œuf) doit tenir compte des captures des pêches marines, des changements dans la structure d'âge et de la contribution des programmes d'ensemencement des écloséries.

Le fait de ne pas tenir compte des captures de saumons adultes dans les activités de pêche sous-estime la contribution à vie des œufs des recrues, ce qui entraîne un biais négatif dans l'estimation de la productivité et de la capacité de charge du stock. Aucune des séries de données reconstituées disponibles sur le stock-recrutement d'adulte à adulte n'a tenu compte des captures de saumons dans leur deuxième année en mer à l'ouest du Groenland ni dans les pêches des îles Féroé (Prévost *et al.* 2003; Chaput et Jones 1992, 2006; Dionne *et al.* 2015). Deux raisons principales expliquent ce phénomène :

- 
- l'origine des poissons dans les pêches de stocks mixtes ne peut être attribuée à des rivières individuelles, et
  - la mortalité naturelle ultérieure des poissons entre le moment de la pêche et le retour dans les eaux d'origine.

Ces dernières années, des taux d'exploitation présumés par groupes génétiques ou régionaux ont été dérivés (ICES 2020a) et ceux-ci pourraient être appliqués aux rivières individuelles de la région afin d'augmenter les retours pour tenir compte de ces pêches marines. On pourrait également appliquer aux grands saumons de retour le taux d'exploitation estimé des saumons unibermarins (UBM) d'origine nord-américaine non matures, qui a varié de 1,5 % à 36,1 % entre 1984 et 2019 (ICES 2020a). Cela reviendrait à augmenter les valeurs annuelles des recrues chez les grands saumons dans la rivière d'un facteur de 2 % à 56 % pour tenir compte de ces pertes.

Dans l'est du Canada, aucune des séries chronologiques reconstituées n'a pris en compte les captures de poissons dans les pêches commerciales marines de Terre-Neuve et du Labrador qui, historiquement, étaient connues pour intercepter les saumons provenant du Québec et des provinces maritimes jusqu'aux fermetures de 1992 pour Terre-Neuve et de 1998 pour le Labrador (Saunders 1969; Paloheimo et Elson 1974; Marshall 1982; Bradbury *et al.* 2016a, 2016b).

Les géniteurs multifrai peuvent constituer des proportions importantes, jusqu'à 25 %, du stock reproducteur de certaines remontées de saumon atlantique (O'Connell *et al.* 2006; Chaput et Benoît 2012; Bordeleau *et al.* 2019). Lors de la reconstitution des séries chronologiques de recrutement des saumons adultes, on tente de tenir compte de la contribution des cohortes au frai pendant toute leur vie. Si l'on ne prend en compte que le recrutement des géniteurs au stade plus âgé, la contribution reproductive des recrues au cours de leur vie sera sous-estimée, ce qui entraînera une baisse de l'estimation d'un certain nombre de points de référence du cycle de vie complet, tels que  $R_{max}$ ,  $R^*$  et  $S^*$ .

Dans un certain nombre de rivières de l'est du Canada, en particulier dans les régions du Golfe et des Maritimes du MPO, des programmes d'écloserie recueillent des géniteurs en provenance des retours de saumons adultes anadromes, les font frayer et font incuber les œufs en captivité, et stockent des saumons juvéniles à des âges relativement jeunes dans les rivières d'origine des stocks de géniteurs. Il existe des programmes actifs d'écloserie soutenus par les autorités provinciales et des organisations non gouvernementales dans la région du Golfe du MPO (Bliss 2017) et, dans de nombreux cas, les juvéniles provenant d'écloseries, les saumoneaux de descente et les adultes de retour ne peuvent être différenciés des saumons sauvages en raison de l'absence de marquage externe. Si les contributions des poissons d'écloserie ne sont pas exclues des retours, la productivité sera biaisée à la hausse, ce qui entraînera des points de référence de taux d'exploitation plus élevés et un rendement anticipé du stock sauvage plus important.

### **Non-stationnarité dans la dynamique des populations**

Les variations de la survie en mer entraînent les conséquences les plus importantes sur l'abondance des adultes de retour et les valeurs de référence du RMD ( $C^*$ ,  $R^*$ ,  $S^*$ ) augmentent avec la survie en mer. On dispose de preuves substantielles de la non-stationnarité des conditions de l'océan Atlantique Nord qui ont affecté l'abondance du saumon atlantique anadrome (Chaput *et al.* 2005; Beaugrand et Reid 2012; Chaput 2012; Mills *et al.* 2013; ICES 2020b; Olmos *et al.* 2020). Des déclins soutenus de la survie en mer des populations nord-américaines et européennes de saumon atlantique ont été signalés au cours des quatre dernières décennies, les plus importants s'étant produits à la fin des années 1980 et au début

---

des années 1990 (Chaput *et al.* 2005; Chaput 2012; ICES 2020b). Entre 1971 et 2019, l'abondance du saumon atlantique anadrome provenant de l'est de l'Amérique du Nord dans l'Atlantique Nord a diminué de 62 % dans l'ensemble, de 36 % pour les petits saumons (< 63 cm de longueur à la fourche) et de 82 % pour les grands saumons ( $\geq$  63 cm de longueur à la fourche), avec des facteurs autres que la pêche considérés comme ayant contribué aux déclinés au cours des quatre dernières décennies (ICES 2020a). Ces changements dans la dynamique marine, se sont produits indépendamment des dynamiques de production en eau douce.

La survie compensatoire dépendante de la densité se produit en eau douce et c'est sur cette base que cette partie du cycle biologique a été choisie pour calculer le PRL du saumon atlantique (Chaput 2015). Dans une analyse des données sur le stock-recrutement d'œufs à saumoneaux de 14 rivières de l'est du Canada, Chaput *et al.* (2015) ont relevé une tendance temporelle statistiquement marquée ( $p < 0,05$ ) dans les résidus pour deux des 14 rivières. En plus des considérations de survie compensatoire, des effets hérités de la phase en eau douce peuvent entraîner des différences dans la survie en mer des saumoneaux migrants. Plus précisément, il a été démontré que la survie en mer est positivement associée à la taille corporelle et que les changements dans les conditions d'eau douce pourraient affecter les taux de croissance des juvéniles et la taille de leur corps au moment de la migration avale.

La non-stationnarité des séries chronologiques de données sur le stock-recrutement peut être déduite des tendances temporelles des résidus résultant de l'ajustement du stock-recrutement. Les solutions aux schémas temporels indésirables dans les résidus incluent :

- ajuster les fonctions de stock-recrutement distinctes à différentes périodes;
- sélectionner un sous-jeu de données pour la période qui correspond aux conditions de productivité qui sont considérées comme plus appropriées à l'état courant; ou
- ne pas tenir compte des tendances temporelles et effectuer un ajustement sur toutes les données disponibles.

Selon MPO (2016), il pourrait être approprié d'ajuster les points de référence aux changements de productivité si :

- il est établi avec une grande certitude que la variation dans la productivité est due à un changement de régime et l'on comprend les mécanismes qui relient le changement environnemental à la productivité du stock et aux étapes du cycle de vie qui sont affectées par ce changement de régime;
- On ne pensa pas que le changement est réversible à court ou moyen terme (c.-à-d. qu'il devrait durer au moins une décennie ou une génération, selon la période la plus longue); et
- un changement s'est produit dans la capacité de l'environnement à soutenir le stock.

Les facteurs qui ont contribué à la baisse de productivité du saumon atlantique dans l'Atlantique Nord ne sont pas entièrement connus, mais on considère qu'ils agissent principalement en mer et sont associés à une survie qui ne dépend pas de la densité. L'abondance du saumon en mer est trop faible pour affecter ses proies, mais celui-ci est vulnérable à un grand nombre de prédateurs, même s'il ne constitue pas une proie importante pour ces derniers (Chaput et Benoît 2012). De manière optimiste, on considère que la baisse de productivité constatée pour le saumon atlantique au cours des trois dernières décennies est réversible.

Les séries chronologiques reconstituées de l'abondance du saumon examinées dans ce manuscrit sont contemporaines, la première reconstitution commençant en 1961 et la plupart commençant avec les cohortes de 1971 ou 1972. Nous avons donc considéré qu'il était

---

important d'inclure les données historiques (années 1970 +) pour la dérivation des points de référence pour le saumon atlantique qui définiraient les abondances de saumon considérées comme saines et qui pourraient fournir des avantages substantiels pour la pêche.

## **APPROCHE PROPOSÉE POUR L'ÉVALUATION DES POINTS DE RÉFÉRENCE**

Des jeux de données reconstituées sur le stock-recrutement de deux rivières de la région du Golfe du MPO et de douze rivières de la province de Québec ont été analysés. Les fonctions de Beverton-Holt et de Ricker (Hilborn et Walters 1992) sont étudiées pour en déduire des points de référence.

Le PRS et le PRC dérivés de ces rivières pourraient être transférés à d'autres cours d'eau de la région du Golfe du MPO en utilisant l'une des deux approches suivantes :

- Le transfert des valeurs du PRS et du PRC exprimées en œufs par unité d'habitat des rivières analysées vers d'autres cours d'eau sans données portant sur le stock-recrutement, comme cela a été fait pour la province de Québec (Dionne *et al.* 2015) ou pour les définitions du PRL de la région du Golfe du MPO (MPO 2018b). Le risque pour la conservation que présente cette approche réside dans le fait que le PRS et le PRC transférés ne tiennent pas compte des changements de la productivité marine dans le temps et que, dans certains cas, ces points de référence peuvent être proches, voire inférieurs, au PRL défini sur la base du modèle de la phase d'eau douce de l'œuf au saumoneau.
- L'estimation des ratios entre les valeurs du PRS et du PRC et les valeurs de PRL des séries analysées relatives au stock-recrutement d'adulte à adulte, et le calcul des valeurs de PRS et de PRC pour les autres rivières en utilisant ce ratio et les valeurs de PRL définies précédemment sur la base du modèle de la phase d'eau douce de l'œuf au saumoneau.

Les valeurs de référence et les ratios suivants sont calculés :

- $S^*$  : géniteurs qui produisent l'abondance au rendement maximal durable, également appelé  $S_{opt}$ ;
- $R_{max}$  : recrutement maximal;
- $S_{halfR_{max}@50}$  : géniteurs ayant 50 % de chances ou plus que le recrutement soit  $\geq$  la moitié de  $R_{max}$ ;
- $S_{halfR_{max}@75}$  : géniteurs ayant 75 % de chances ou plus que le recrutement soit  $\geq$  la moitié de  $R_{max}$ . Cette valeur correspond à la définition du PRL de la relation de l'œuf au saumoneau (MPO 2015, 2018).
- $R^*$  : recrutement au rendement maximal durable, également appelé  $R_{opt}$ ;
- $80\%R^*$  : 80 % de l'abondance du recrutement au rendement maximal durable;
- $h^*$  : taux d'exploitation qui donne lieu à des prises au rendement maximal durable ( $C^*$ , également appelé  $C_{opt}$ ) lorsque le stock est à  $R^*$ , également appelé  $h_{opt}$ ;
- $R^*/S^*$  : ratio entre le recrutement au rendement maximal durable et les géniteurs qui permettent d'obtenir le rendement maximal durable. À noter que cette valeur est équivalente à  $1/(1-h^*)$ .
- $R^*/S_{halfR_{max}@50}$  : ratio entre le recrutement au rendement maximal durable et les géniteurs qui ont 50 % de chances ou plus que le recrutement soit  $\geq$  la moitié de  $R_{max}$ ;

- 
- $R^*/S_{halfRmax@75}$  : ratio entre le recrutement au rendement maximal durable et les géniteurs qui ont 75 % de chances ou plus que le recrutement soit  $\geq$  la moitié de  $R_{max}$ .

## **MÉTHODE ET RÉSULTATS DE LA SIMULATION AVEC UNE APPROCHE FONDÉE SUR UN RATIO**

L'approche fondée sur le ratio entre le PRS ou le PRC et le PRL est nouvelle et ses performances sont examinées à l'aide d'une population de saumons simulée. Nous commençons par une relation stock-recrutement définie de l'œuf au saumoneau (Beverton-Holt pour correspondre au modèle utilisé pour définir le PRL pour les rivières de la région du Golfe du MPO) et nous appliquons différents taux de survie stationnaire pendant la phase post- saumoneau pour générer des séries chronologiques de géniteurs adultes et de retours. Les œufs simulés dans les géniteurs et les retours sont ensuite analysés à l'aide des fonctions de Beverton-Holt et de Ricker afin d'estimer les différentes valeurs de référence d'intérêt et d'évaluer leur association avec diverses hypothèses de survie en mer.

### **Méthodes**

Les données simulées sont générées à l'aide d'un modèle de cycle de vie complet qui suit la production des saumoneaux et les saumons adultes de retour par cohorte (annexe 1). Les valeurs de saumoneau propres à chaque cohorte diffèrent pour chaque jeu de données simulées en raison des différences de dépôt d'œufs d'une simulation à l'autre. Le contraste entre les valeurs des géniteurs entraîne des conséquences sur les ajustements des données, en particulier pour l'estimation de la pente à l'origine. Pour générer des abondances de géniteurs faibles presque équivalentes, les taux d'exploitation des saumons de retour sont ajustés à la hausse dans les scénarios où la survie en mer est élevée. Tous les autres paramètres du cycle biologique et de la dynamique de la population sont fixes ou tirés d'une distribution uniforme ou normale (sur l'échelle logit) avec des coefficients de variation comparables pour chaque jeu de données simulées; ceci n'a aucune conséquence directionnelle sur les œufs simulés dans les géniteurs et les retours.

Le modèle du cycle de vie nécessite neuf années pour tenir compte des retours de la cohorte complète, depuis la ponte des œufs jusqu'aux retours des géniteurs multifrai alternant. Le modèle de cycle de vie a été simulé pour une série chronologique de 150 ans, en écartant les 20 premières années afin d'initialiser la dynamique et en écartant les 20 dernières années pour s'assurer que les retours par cohorte sont complets. Un jeu de données simulées a été généré pour chacun des cinq scénarios de taux de survie post- saumoneau et chaque jeu de données a été analysé à l'aide d'un modèle de Ricker et d'un modèle de Beverton-Holt.

### **Résultats**

Les descriptions des jeux de données simulées sont constituées de huit graphiques (annexe 1, Figures A1.1-5 ) qui comprennent :

- les séries chronologiques de saumoneaux produits par cohorte;
- un diagramme de dispersion des œufs et des saumoneaux par cohorte et la ligne de Beverton-Holt moyenne prédite;
- les valeurs du taux d'exploitation simulé par année;
- la survie post- saumoneau annuelle simulée au cours de la première année en mer, sur la base d'une valeur moyenne stationnaire;

- l'abondance par année d'évaluation simulée (et non par cohorte) des retours de petits saumons (< 63 cm de longueur à la fourche) et des petits saumons géniteurs;
- l'abondance par année simulée (et non par cohorte) des retours de grands saumons ( $\geq 63$  cm de longueur à la fourche) et des grands saumons géniteurs;
- le nombre d'œufs calculés dans les géniteurs et les retours par cohorte;
- un diagramme de dispersion des œufs dans les géniteurs et des œufs dans les retours par cohorte, les données utilisées pour l'ajustement des fonctions de stock-recrutement de Beverton-Holt et Ricker afin de dériver les points de référence et les ratios.

Les résultats de l'ajustement des géniteurs et des retours par cohorte à partir des séries chronologiques simulées sont résumés dans cinq graphiques pour chacune des fonctions de Beverton-Holt (annexe 1, Figures A1.6-10 ) et de Ricker (annexe 1, Figures A1.11-15) :

- le graphique illustrant le diagramme de dispersion des œufs dans les géniteurs par rapport aux œufs dans les retours par cohorte, avec des polygones superposés de la médiane et des percentiles (25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile, 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile) des œufs prédits dans les retours;
- les diagrammes de quartiles du log(résidus) des ajustements du modèle, avec la ligne de tendance linéaire et la valeur-p associée pour la pente;
- les diagrammes de quartiles des valeurs de référence basées sur les paramètres ajustés;
- les diagrammes de quartiles des valeurs *a posteriori* des taux d'exploitation pour les valeurs de référence sélectionnées, et le  $\log(\sigma)$ ;
- les diagrammes de quartiles des ratios entre  $R^*$  et trois valeurs de référence des géniteurs.

Les valeurs de référence dérivées des fonctions de stock-recrutement ajustées pour les cinq scénarios de survie en mer sont résumées à la figure 2a pour les ajustements de Beverton-Holt et à la figure 2b pour les ajustements de Ricker.

Aucune tendance linéaire ne se dégage des tracés résiduels exprimés en log pour les cinq séries chronologiques stationnaires simulées (annexe 1, Figures A1.6-15 ). De même, les estimations de  $S^*$ ,  $R^*$  et  $R_{max}$  augmentent comme prévu de façon monotone avec l'augmentation des survies en mer simulées (figures 2a, 2b; annexe 1, Figures A1.6-15). Les médianes des estimations *a posteriori* de  $S_{halfR_{max}@75}$  pour les ajustements de Beverton-Holt ne sont pas liées à la survie en mer, tandis que les médianes de l'ajustement de Ricker suggèrent une association positive avec les survies en mer, mais le ratio entre la valeur estimée la plus élevée et la plus faible (médianes) sur les survies en mer simulées était de 1,67 pour les ajustements de Ricker et de 4,40 pour les ajustements de Beverton-Holt (figures 2a, 2b). Les variations des estimations entre les cinq scénarios de survie sont sans aucun doute liées en partie aux différences dans les jeux de données simulés, en particulier les différences dans le contraste des abondances de géniteurs qui affectent les ajustements des fonctions de stock-recrutement.

Les ratios entre  $R^*$  et les estimations des valeurs des géniteurs (comme  $S^*$  ou  $S_{halfR_{max}}$ ) sont positivement associés à la survie en mer (figure 2a, 2b). Les ratios  $R^*/S^*$  des ajustements de Ricker étaient compris entre 1,55 et 3,79, alors qu'ils étaient de 2,15 à 5,20 pour les ajustements de Beverton-Holt. Les ratios de  $R^*/S_{halfR_{max}@75}$  varient de 1,47 à 8,51 pour les ajustements de Ricker, de 1,10 à 12,81 pour les ajustements de Beverton-Holt.

L'utilisation du ratio entre  $R^*$  et  $S^*$  ou  $S_{halfR_{max}@75}$  ne résout pas le problème des valeurs de référence associées à la survie en mer. Reconnaisant cela, nous nous intéressons à l'écart

---

entre les valeurs du PRL et du PRS dérivées des données d'adulte à adulte comme méthode de définition d'un PRS et d'un PRC lorsque le PRL est défini du stade biologique de l'œuf au saumoneau, comme c'est le cas pour le saumon atlantique. Bien que l'écart entre le PRL et le PRS soit également associé à la survie en mer, nous proposons d'utiliser cette méthode plutôt que de transférer directement les estimations de  $R^*$  ou  $R_{max}$  pour définir les PRS pour les raisons suivantes :

Pour les fonctions de Beverton-Holt et de Ricker, les médianes de l'estimation *a posteriori* de  $S_{halfRmax@75}$  provenant des ajustements d'adulte à adulte étaient, dans presque tous les cas, semblables ou supérieures à la valeur de  $S_{halfRmax@75}$  de la dynamique supposée de stock-recrutement de l'œuf au saumoneau (annexe 1, Figures A1.6-15). Ce résultat est important à retenir lors de l'interprétation des estimations des valeurs de référence provenant des ajustements des données reconstituées d'adultes à adultes.

Pour les ajustements de Ricker, l'écart (ratio entre le maximum et le minimum) des valeurs de référence sur la gamme de valeurs de survie en mer simulée de 2 % à 10 % est plus important pour  $R^*$  (7,4 fois) que pour  $R^*/S^*$  (2,5 fois) et pour  $R^*/S_{halfRmax@75}$  (5,8 fois). Ce n'est pas le cas pour les ajustements de Beverton-Holt; l'écart de  $R^*$  est de 6,2 fois, l'écart de  $R^*/S^*$  est de 2,4 fois, et l'écart de  $R^*/S_{halfRmax@75}$  est de 12 fois.

Nous proposons d'utiliser le ratio entre  $R^*$  et  $S_{halfRmax@75}$  obtenu en ajustant les données sur le stock-recrutement d'adulte à adulte pour dériver les PRS et les PRC propres à chaque rivière à partir des PRL définis. Le ratio à utiliser sera estimé à partir de l'analyse des données disponibles sur le stock-recrutement d'adultes à adultes pour une série de rivières dans la région du Golfe du MPO et à proximité. Compte tenu des distributions *a posteriori* des ratios pour les deux modèles de stock-recrutement, nous proposons d'utiliser le ratio estimé à partir de l'ajustement des données adultes à adultes avec une fonction de Ricker.

## **ANALYSES DES SÉRIES CHRONOLOGIQUES DU STOCK-RECRUTEMENT**

Des données sur le stock-recrutement de deux rivières de la région du Golfe du MPO et de douze rivières de la province de Québec ont été prises en compte (tableau 1; figure 3) :

- séries chronologiques d'adulte à adulte reconstituées pour la rivière Miramichi (ou séparément pour la branche nord-ouest et la branche sud-ouest de la Miramichi);
- les séries chronologiques d'adulte à adulte reconstituées pour la rivière Margaree;
- les séries chronologiques d'adulte à adulte reconstituées pour douze rivières du Québec, publiées dans Dionne *et al.* (2015). Ces populations de saumon sont géographiquement proches des rivières de la région du Golfe du MPO et présentent des caractéristiques de cycle de vie comparables, notamment l'importante contribution tant pour les poissons pluribermarins que pour les géniteurs.

Les détails des méthodes de reconstitution des séries chronologiques sont fournis à l'annexe 2 pour la rivière Miramichi, à l'annexe 3 pour la rivière Margaree, et sont décrits dans Dionne *et al.* (2015) pour les rivières du Québec (annexe 4). Les méthodes sont résumées ci-dessous.

### **Reconstitution des séries de données**

#### **Rivière Miramichi**

La rivière Miramichi est le deuxième plus grand bassin versant, après la rivière Saint-Jean, dans la province du Nouveau-Brunswick. La rivière Miramichi est la seule rivière de la ZPS 16 pour laquelle des estimations des retours et des géniteurs de saumon atlantique sont publiées annuellement; la série chronologique publiée s'étend de 1971 à 2019 (MPO 2020a). En 1992, le

---

programme de suivi est passé d'une évaluation unique de la rivière Miramichi, effectuée avant 1992, à des évaluations propres à chaque branche (Courtenay *et al.* 1993), et des estimations des retours dans chacune des branches nord-ouest et sud-ouest de la Miramichi et pour l'ensemble de la rivière Miramichi sont fournies depuis 1992 (MPO 2020a). Douglas *et al.* (en préparation<sup>1</sup>) fournissent les résultats d'un modèle d'évaluation modifié qui estime les retours de petits saumons (< 63 cm de longueur à la fourche) et de grands saumons ( $\geq$  63 cm de longueur à la fourche) dans chaque branche de la rivière Miramichi (nord-ouest et sud-ouest) pour la période de 1984 à 2019. En 1984, d'importants changements ont été apportés à la gestion des pêches, notamment la fermeture de la pêche commerciale du saumon dans les provinces maritimes et dans une grande partie du Québec, et la remise à l'eau obligatoire des grands saumons dans le cadre de la pêche récréative dans les provinces maritimes.

L'échantillonnage des saumons adultes de retour a eu lieu chaque année dans des filets-trappes repères exploités par le Secteur des sciences du MPO depuis 1971. Cet échantillonnage comprend la longueur à la fourche, le sexe (habituellement externe) et la collecte d'écaïlles pour l'interprétation de l'âge. Combinées à la relation estimée entre la taille et la fécondité publiée par Randall (1989), les caractéristiques biologiques des remontées de saumon atlantique dans la rivière Miramichi peuvent être décrites annuellement et les estimations du nombre total d'œufs chez les géniteurs et les retours dans la rivière (avant la pêche commerciale, autochtone et récréative) par année de retour et par cohorte sont fournies. On trouvera les détails de la reconstitution des contributions des géniteurs et des retours par cohorte à l'annexe 2.

Trois séries chronologiques de géniteurs adultes et de retours dans la rivière Miramichi ont été examinées (tableau 1). La première série chronologique, et la plus longue, concerne la rivière Miramichi pour la période de 1971 à 2019; elle comprend la somme des retours et des géniteurs estimés dans la branche nord-ouest de la Miramichi et la branche sud-ouest de la Miramichi pour les années 1984 à 2019. Un sous-ensemble de ces données, pour la période de 1984 à 2019, est également pris en compte, les retours antérieurs à 1984 comprenant des estimations des récoltes dans les pêches commerciales locales, qui présentent davantage d'incertitude quant au nombre de poissons et leur origine.

Les deux autres séries chronologiques sont les estimations des retours et des géniteurs propres à chaque branche de la rivière Miramichi (nord-ouest et sud-ouest) pour la période de 1984 à 2019 (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>).

Compte tenu de la combinaison des séjours en rivière et en mer des saumons de la rivière Miramichi, les estimations des retours par classe d'âge sont considérées comme complètes pour les cohortes de 1971 à 2013.

L'ensemencement de la rivière Miramichi avec des saumons de divers stades juvéniles remonte au début de l'exploitation d'une écloserie de salmonidés en 1873, mais l'ampleur de ces activités dans la Miramichi a varié au fil du temps (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). Depuis la fin des années 1990, l'ampleur des activités d'ensemencement a été de moins de 200 géniteurs adultes collectés annuellement, avec des ensemencements de juvéniles à un stade précoce dans le bassin versant de la rivière Miramichi de plusieurs centaines de milliers de poissons par an. Au cours des dernières années, les activités d'ensemencement dans la rivière Miramichi se sont déroulées à des volumes comparables ou moindres, mais aucun rapport publié ne fait état

---

<sup>1</sup> Douglas, S., Underhill, K., Horsman, M., and Chaput, G. 2022. Renseignements sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) de la zone de pêche du saumon 16 (golfe du Nouveau-Brunswick) utiles pour la préparation du deuxième rapport de situation du COSEPAC. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. En préparation

---

de prélèvement détaillé des géniteurs et de la répartition des juvéniles. Pendant les années où les juvéniles ont été marqués extérieurement par ablation de la nageoire adipeuse avant d'être relâchés, les proportions globales des adultes de retour dans la rivière qui ont été identifiés comme étant d'origine d'écloserie étaient généralement très faibles, à moins de quelques pour cent. Cependant, les proportions des retours constitués de saumons d'origine d'écloserie étaient plus élevées dans certaines zones de la rivière où les prélèvements de géniteurs et les répartitions de juvéniles étaient plus intensifs dans les affluents (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). Selon l'information disponible, dans la rivière Miramichi, 99 % ou plus des adultes de retour proviennent de la production sauvage (Chaput *et al.* 2001; Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>) et aucun ajustement aux retours n'a été fait pour les programmes d'ensemencement (tableau 1).

### **Rivière Margaree**

La rivière Margaree, au Cap-Breton (N.-É.), qui est la plus grande rivière de la ZPS 18, sert de rivière repère pour le saumon atlantique dans cette zone et dispose d'estimations annuelles des retours publiées depuis 1984 (MPO 2020a). Entre 1987 et 1996, des filets-trappes estuariens ont été utilisés pour mesurer les caractéristiques biologiques du saumon atlantique dans cette rivière et pour mener une étude de marquage et de recapture dans la rivière (LeBlanc *et al.* 2005; Breau et Chaput 2012). Les données de marquage et de recapture sont utilisées pour modéliser les taux de capture de la pêche récréative augmentés en fonction l'effort pour estimer les taux d'exploitation. Les retours sont calculés en utilisant les taux d'exploitation annuels estimés appliqués aux captures déclarées dans les journaux de bord des pêcheurs volontaires et les rapports des talons de permis de pêche (Breau et Chaput 2012). Pour les années antérieures à 1987, les retours ont été estimés à partir des captures de pêche à la ligne publiées, en supposant un taux d'exploitation de 30 %. Les données sur la pêche à la ligne sont disponibles à partir de 1947, bien qu'elles présentent des lacunes pour les années 1958 à 1960 (Claytor *et al.* 1987).

L'ensemencement en saumon atlantique a eu lieu sur la rivière Margaree au cours du siècle dernier (Marshall 1982). Les estimations des retours totaux ont été corrigées pour tenir compte de la proportion de saumons issus d'écloseries afin d'estimer les retours totaux de saumons sauvages. De 1987 à 1994, la proportion de saumons provenant d'écloseries dans les retours a été estimée à partir des données des filets-trappes (Leblanc *et al.* 2005) et des données propres à chaque année sont donc disponibles. Pour toutes les autres années, une proportion moyenne de celles-ci a été utilisée pour ajuster les retours aux seuls saumons sauvages.

L'abondance des géniteurs pour chaque année a été estimée en soustrayant des retours les pertes liées aux pêches commerciales et sportives, y compris les mortalités associées à la pêche à la ligne avec remise à l'eau. Des récoltes commerciales ont eu lieu jusqu'en 1984, date à laquelle toutes les activités de pêche commerciale du saumon atlantique ont été suspendues. Les données sur les prises commerciales sont disponibles à partir de 1947 : les trois premières années sont extraites de Marshall (1982), May et Lear (1971) rapportent les captures de 1950 à 1969, et celles de 1967 à 1984 sont publiées dans Claytor *et al.* (1987) (annexe 3). Lorsque des données sur les prises commerciales étaient disponibles auprès de plusieurs sources pour la même année, celles de la publication la plus récente ont été utilisées. Pour convertir les prises commerciales rapportées en poids en nombre de poissons, on a supposé un poids moyen de 5 kg par poisson (Chaput et Jones 1992). Comme la pêche commerciale comprenait du saumon atlantique provenant de d'autres rivières de la région, on a supposé que 30 % des prises de la ZPS 18 provenaient de la rivière Margaree (Chaput et Jones 1992). Les saumons capturés par les activités de pêche sportive sont tirés des données publiées dans Claytor *et al.* (1987) pour la période de 1947 à 1986, et de la base de données SalmoNS à partir de 1987. Jusqu'en 1978, toutes les prises de la pêche récréative étaient considérées comme ayant été conservées. La rétention des grands saumons a cessé en 1984 (un faible nombre a été signalé

---

en 1985), alors qu'au moins quelques petits saumons ont été conservés jusqu'en 2017, même si les règlements de pêche à la ligne stipulaient la capture et la remise à l'eau obligatoire de tous les saumons à partir de 2015. On a supposé que la mortalité liée à la capture et à la remise à l'eau était de 5 % (Daigle 2023). Les captures dans le cadre des pêches autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) ne sont pas incluses, car les données disponibles sont incomplètes et les captures ASR sont généralement faibles dans cette rivière (Biron et Breau 2015).

De plus, bien que certains saumons atlantiques adultes soient capturés chaque année pour servir de géniteurs dans le cadre de programmes d'ensemencement, ces prélèvements n'ont pas été inclus dans le calcul des géniteurs, les chiffres actuels étant faibles (environ 25 paires) et la source des géniteurs dans les années précédentes étant inconnue, ceux-ci provenant probablement de la pêche commerciale ou du piégeage dans l'estuaire, avant la pêche récréative (Marshall 1982).

Les abondances des retours et des géniteurs ont été converties en équivalents d'œufs en supposant 6483 œufs par grand poisson et 480 œufs par petit poisson (MPO 2018b). Les âges (survie en eau douce et en mer et antécédents de frai) ont été estimés à partir des données collectées sur les échantillons des filets-trappes pendant la période 1987-1994 et appliqués à la série chronologique des retours et des géniteurs pour reconstituer l'abondance par cohortes. Les années où la cohorte a été reconstituée à moins de 90 % en moyenne ont été exclues de l'analyse. Aux fins d'analyse, l'ensemble des cohortes disponibles pour les géniteurs et les retours comprend les années 1947-1951, 1957 et 1961-2013. L'ensemble des données continues de 1961 à 2013 a été retenu pour l'analyse du stock - recrutement de la rivière Margaree.

### **Séries reconstituées de douze rivières de la province de Québec**

Les séries chronologiques reconstituées des géniteurs et des retours dans douze rivières de la province de Québec sont fournies par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP; Dionne *et al.* 2015). Ces séries chronologiques sont produites pour les rivières disposant d'informations fiables sur les retours d'adultes et l'abondance des géniteurs, la fréquence des âges (à partir de l'interprétation des écailles), le ratio des sexes, le poids moyen par groupe d'âge, les activités d'ensemencement dans les éclosiers et les diverses captures (c.-à-d. la pêche commerciale, les récoltes autochtones et la pêche à la ligne, tableau 1). Les données sont disponibles pour les cohortes de 1972 à 2005 de la plupart des rivières, à l'exception des rivières Jupiter et de la Chaloupe pour lesquelles les séries chronologiques commencent en 1983 et 1984, respectivement. Une description plus détaillée de ces données est fournie dans Dionne *et al.* (2015).

### **Analyses du stock-recrutement**

Les séries chronologiques reconstituées de géniteurs et de recrues par cohorte (année de ponte) ont été ajustées aux fonctions de stock et de recrutement de Ricker (éq. 1) et de Beverton-Holt (éq. 2) (Hilborn et Walters 1992).

$$R = \alpha \cdot S \cdot e^{-\beta \cdot S} \quad (1)$$

$$R = \frac{\alpha S}{1 + \beta S} \quad (2)$$

Où  $R$  représente le recrutement (exprimé en œufs par rapport au nombre d'adultes de retour),  $S$  représente les géniteurs (exprimés en œufs par rapport au nombre de géniteurs adultes),  $\alpha$  est une mesure de la productivité et représente la pente à l'origine, et

$1/\beta$  représente le nombre de géniteurs ( $S_{max}$ ) générant le nombre maximal d'adultes de retour ( $R_{max}$ ) pour l'équation (1) de Ricker, et

$\alpha/\beta$  représente le recrutement maximum ( $R_{max}$ ) pour l'équation (2) de Beverton-Holt.

Les paramétrages de Schnute et Kronlund (1996) ont été utilisés pour ajuster ces fonctions de stock et de recrutement avec les équations de transition correspondantes afin de dériver les points de référence d'intérêt (Annexe 5). Les équations de Schnute et Kronlund (1996) relient deux paramètres de gestion,  $h^*$  et  $S^*$ , à  $\alpha$  et  $\beta$  (annexe 5),  $h^*$  représentant le taux de récolte à l'équilibre au rendement maximal durable et  $S^*$  le nombre de géniteurs à l'équilibre qui permet la capture à l'équilibre ( $C^*$ ) au rendement maximal durable ( $C^* = \frac{h^* \cdot S^*}{(1-h^*)}$ ).

Pour chaque année  $t$  et chaque rivière  $i$ , l'équation de stock et de recrutement (1, 2) est :

$$R_{t i} | \mu_{t i} \tau_i \sim \text{LogNormal}(\text{Log}(\mu_{t i}) \tau_i) \quad (3)$$

avec

$\tau_i = 1/\sigma_i^2$  pour la précision et

$$\text{Log}(\mu_{t i}) = \text{Log}(S_{t i}) + h_i^* - \text{Log}(1 - h_i^*) - \frac{h_i^*}{S_i^*} S_{t i} \quad (4)$$

exprimé en fonction des paramètres de gestion  $h^*$  et  $S^*$  pour l'équation (1) de Ricker, et

$$\text{Log}(\mu_{t i}) = \text{Log}(S_{t i}) + \text{Log}\left(\frac{1}{(1-h_i^*)^2}\right) - \text{Log}\left(1 + \frac{h_i^*}{(1-h_i^*) \frac{h_i^*}{S_i^*}} S_{t i}\right) \quad (5)$$

exprimé de manière analogue en paramètres de gestion pour l'équation (2) de Beverton-Holt.

L'ajustement a été initialement effectué indépendamment pour chaque rivière.

Un cadre hiérarchique combinant les séries chronologiques de la rivière Miramichi, de la rivière Margaree et dix rivières du Québec a également été examiné. L'analyse hiérarchique décrite dans Dionne *et al.* (2015) a été revisitée et les modifications suivantes ont été apportées aux séries de données analysées et au modèle hiérarchique (annexe 4) :

La covariable unité de production utilisée pour quantifier l'habitat favorable au saumon d'une rivière dans Dionne *et al.* (2015) a été remplacée par la superficie mouillée de la rivière, non ajustée pour le type et la qualité de l'habitat, les unités de production n'étant pas disponibles pour les rivières Miramichi et Margaree.

Pour tenir compte de conditions environnementales marines comparables dans les séries chronologiques des rivières, les séries chronologiques de données pour les rivières Miramichi et Margaree ont été limitées aux années de la cohorte correspondant aux séries chronologiques reconstituées des rivières du Québec (1972 à 2005; tableau 1). Deux rivières avec des séries temporelles plus courtes (Jupiter, de la Chaloupe) commençant en 1984-1985 ont été exclues de cette analyse.

Seul le modèle de Ricker a été ajusté en raison des difficultés à obtenir des valeurs convergentes pour  $h^*$  avec le modèle de Beverton-Holt.

Quelques changements mineurs dans la structure hiérarchique et les distributions *a priori* de Dionne *et al.* (2015) ont été fait. Plus important encore, une structure hiérarchique a été établie sur la précision ( $\tau_i$ ) des abondances de retour, sur  $h_i^*$  et sur  $S_i^*$ , cette dernière valeur étant liée à la superficie mouillée de chaque rivière par une relation linéaire (échelle logarithmique).

---

Pour la précision,  $\tau_i \sim \text{Gamma}(\alpha^\tau \beta^\tau)$

avec  $\tau_i$  pour la précision de chaque rivière,

$$\alpha^\tau = \mu^\tau \times \beta^\tau,$$

$$\mu^\tau \sim \text{Gamma}(1 \ 0 \ 01) \text{ et}$$

$$\beta^\tau \sim \text{Gamma}(0,01; 0,01).$$

La structure hiérarchique sur  $h_i^*$  était identique à celle utilisée dans Dionne *et al.* (2015), avec le taux d'exploitation propre à la rivière ( $h_i^*$ ) modélisé sur l'échelle logit avec des distributions *a priori* de type gamma inverse pour la moyenne et la précision :

$$\text{logit}(h_i^*) = \text{logit}.h_i^*$$

avec  $\text{logit}.h_i^* \sim \text{Normal}(u, \text{logit}.h_i^* \tau, \text{logit}.h_i^*)$ ,

$$u, \text{logit}.h_i^* \sim \text{Normal}(0 \ 0 \ 01), \text{ et}$$

$$\tau, \text{logit}.h_i^* \sim \text{Gamma}(0 \ 1 \ 0 \ 1).$$

Une structure hiérarchique sur  $S_i^*$  a été mise en place, liée à la superficie mouillée des rivières par une relation linéaire (échelle logarithmique). Dans Dionne *et al.* (2015), la covariable utilisée est un paramètre de productivité de l'habitat du saumon (unité de production [UP]) qui est fortement corrélé avec la superficie mouillée. Comme cette mesure n'était pas disponible pour les deux rivières du Golfe, la métrique de la taille de la rivière utilisée correspondait à la superficie fluviale mouillée.

$$S_i^* | \mu_i^{S^*}, \tau^{S^*} \sim \text{LogNormal}(\text{Log}(\mu_i^{S^*}), \tau^{S^*})$$

$$\text{avec } \text{Log}(\mu_i^{S^*}) = \alpha \cdot \text{Log}.WA_i' + \beta$$

et distributions *a priori* sur  $\alpha$  et  $\beta$  de :

$$\alpha \sim \text{Normal}(0, 0,01) \text{ et}$$

$$\beta \sim \text{Normal}(0, 0,01).$$

$\text{Log}.WA_i'$  représente la superficie mouillée moyenne centrée de la rivière :

$$\text{Log}.WA_i' = \text{Log}(WA_i) - \text{mean}(\text{Log}(WA)).$$

Les fonctions de stock-recrutement ont été ajustées dans un cadre bayésien et l'échantillonnage de Monte-Carlo par chaîne de Markov (MCMC) a été effectué à l'aide de JAGS 4.3.0 (Plummer 2017) appelé à partir du progiciel R2jags dans R 4.0.4 (R Core Team 2021; Su et Yajima 2020). Deux chaînes ont été utilisées avec une période de rodage initiale de  $10^4$  itérations, suivies de  $5 \times 10^5$  itérations supplémentaires à partir desquelles chaque 100<sup>e</sup> échantillon MCMC a été retenu pour réduire l'autocorrélation. Au total,  $10^4$  itérations ont été conservées pour générer les distributions *a posteriori*. La convergence a été évaluée visuellement en s'assurant du bon mélange des chaînes MCMC.

## Résultats

### Ajustements indépendants

Les résultats de l'analyse de stock-recrutement sont présentés à l'annexe 2 pour la rivière Miramichi, à l'annexe 3 pour la rivière Margaree et à l'annexe 4 pour les douze rivières du Québec. Ils sont résumés dans une série de cinq graphiques pour chacun des ajustements de Beverton-Holt et de Ricker :

- un graphique illustrant le diagramme de dispersion des œufs dans les géniteurs par rapport aux œufs dans les retours par cohorte, avec des polygones superposés de la médiane et des percentiles (25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile, 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile) des œufs prévus dans les retours;
- les diagrammes de quartiles du log(résidus) des ajustements du modèle, avec la ligne de tendance linéaire et la valeur-p associée pour la pente;
- les diagrammes de quartiles des valeurs de référence basées sur les paramètres ajustés,
- les diagrammes de quartiles des valeurs *a posteriori* des taux d'exploitation pour les valeurs de référence sélectionnées, et le log( $\sigma$ ),
- les diagrammes de quartiles des ratios entre  $R^*$  et les trois valeurs candidates du PRL.

Les valeurs de référence des ajustements indépendants des fonctions de stock-recrutement sont résumées pour les ajustements de Beverton-Holt (tableau 3a) et les ajustements de Ricker (tableau 3b).

### *Rivière Miramichi*

La série chronologique reconstituée pour la rivière Miramichi, qui s'étend des cohortes de 1971 à 2013, montre clairement un patron non stationnaire du recrutement relatif, avec des taux de recrutement élevés au début de la série chronologique (1971 à 1983) et des taux de recrutement plus faibles depuis le début des années 1990 (annexe 2, Figures A2.2 et A2.3). On observe une tendance linéaire à la baisse importante de la médiane des résidus pour les ajustements de Beverton-Holt et de Ricker. Les valeurs *a posteriori* de  $S_{\text{halfRmax@75}}$  sont nettement inférieures au PRL défini pour la rivière Miramichi (160 œufs par 100 m<sup>2</sup>) d'après le modèle de l'œuf au saumoneau (tableau 3a, 4a; annexe 2, Figures A2.2 et A2.3). Comme c'est généralement le cas, la pente estimée à l'origine est beaucoup plus forte pour la fonction de Beverton-Holt que pour la fonction de Ricker, ce qui se reflète dans la valeur  $h^*$  beaucoup plus élevée de 0,82 pour la fonction de Beverton-Holt par rapport à 0,51 pour la fonction de Ricker (tableaux 3b, 4b). Le ratio entre  $R^*$  et  $S_{\text{halfRmax@75}}$  pour l'ajustement de Beverton-Holt est de 13,3, contre un peu moins de 3,0 pour l'ajustement de Ricker (tableaux 3b, 4b).

Considérant la tendance temporelle notable des résidus, une deuxième analyse utilisant une série temporelle plus courte commençant en 1984, après la fermeture de la pêche commerciale, a été examinée. La tendance linéaire du patron des résidus s'est maintenue avec des valeurs de référence sensiblement différentes de celles des séries temporelles plus longues. Plus précisément,  $S_{\text{halfRmax@75}}$  de l'ajustement de Beverton-Holt (médiane de 142 œufs par 100 m<sup>2</sup>) et de l'ajustement de Ricker (médiane de 120 œufs par 100 m<sup>2</sup>) sont tous deux inférieurs au PRL défini (160 œufs par 100 m<sup>2</sup>; tableaux 2a, 3a; annexe 2, Figures A2.4 et A2.5). Les valeurs *a posteriori* de  $R^*$  (valeurs médianes de 155 et 154 œufs par 100 m<sup>2</sup> pour Beverton-Holt et Ricker respectivement) se situaient juste en dessous du PRL défini, et le ratio de  $R^*$  à  $S_{\text{halfRmax@75}}$  était tout juste supérieur à 1 pour l'ajustement de Beverton-Holt, et à 1,3 pour l'ajustement de Ricker (tableaux 2b, 3b).

Les séries chronologiques reconstituées propres à chaque branche pour la période de 1984 à 2013 présentent également des tendances linéaires importantes en ce qui concerne les résidus, des valeurs de référence de  $S_{\text{halfRmax@75}}$  plus faibles que les PRL définis, mais des valeurs de  $h^*$  plus élevées et, par conséquent, des valeurs de  $R^*$  par rapport à  $S_{\text{halfRmax@75}}$  plus élevées que pour l'ensemble de la rivière Miramichi (tableaux 2 et 3; annexe 2, Figures A2.7-10). Pour la branche nord-ouest de la rivière Miramichi et la branche sud-ouest, les valeurs  $R^*$  sont essentiellement semblables au PRL défini pour les rivières. Dans ces cas, les valeurs  $R^*$  ne seraient pas des valeurs de PRS appropriées définissant un état sain.

---

Les séries chronologiques reconstituées d'œuf à œuf pour la rivière Miramichi et pour chacune de ses branches (nord-ouest et sud-ouest) révèlent un stock dont la productivité est actuellement (depuis 1984) faible, avec un recrutement égal ou légèrement supérieur à la taille du stock parental de géniteurs, et ce pour les années où les géniteurs varient en dessous et au-dessus du PRL (annexe 2, Figures A2.1 et A2.6). Au cours des dernières années, depuis 2007, le taux de recrutement pour la branche sud-ouest de la rivière Miramichi a généralement été inférieur à un, c.-à-d. que le recrutement est inférieur au stock parental de géniteurs pour la cohorte (annexe 2, Figure A2.6). La tendance est moins pessimiste pour la branche nord-ouest, mais pour ce cours d'eau, les échappées de géniteurs au cours de la dernière décennie ont le plus souvent été égales ou inférieures au PRL (annexe 2, Figure A2.6).

#### *Rivière Margaree*

La série chronologique reconstituée pour la rivière Margaree qui s'étend des cohortes de 1961 à 2013, montre de faibles quantités de géniteurs et de retours d'adultes dans la première partie de la série temporelle (1961 au début des années 80), suivies de plusieurs années de recrutement élevé (1981 à 1985) et un nombre plus élevé de géniteurs et de retours d'adultes pour le reste de la série chronologique (1986 à 2013; annexe 3, Figures A3.1 et A3.2). Aucune tendance linéaire notable n'a été observée dans la médiane des résidus des ajustements de Beverton-Holt et de Ricker. Contrairement à la rivière Miramichi, la pente estimée pour les ajustements de Beverton-Holt et de Ricker était comparable, avec une valeur  $h^*$  de 0,62 pour l'ajustement de Beverton-Holt et de 0,56 pour l'ajustement de Ricker (tableaux 2 et 3).

Les distributions *a posteriori* de  $S_{\text{halfRmax}@75}$  tirées des ajustements de Beverton-Holt et de Ricker chevauchent le PRL défini pour la rivière Margaree; les médianes de  $S_{\text{halfRmax}@75}$  sont respectivement de 167 et 157 œufs par 100 m<sup>2</sup> (tableaux 2a, 3a) par rapport à la valeur du PRL de 152 œufs par 100 m<sup>2</sup> (MPO 2018b). Nous avons pu définir  $R^*$  directement à partir de ces données à une valeur de 410 œufs par 100 m<sup>2</sup> à partir de Beverton-Holt et 589 œufs par 100 m<sup>2</sup> à partir de Ricker (tableaux 2a, 3a). Les ratios de  $R^*$  à  $S_{\text{halfRmax}@75}$  sont de 2,45 pour l'ajustement de Beverton-Holt et de 3,74 pour l'ajustement de Ricker (tableaux 2b, 3b).

#### *Douze rivières de la province de Québec*

Les séries chronologiques reconstituées pour les rivières du Québec englobent les cohortes de 1972 à 2005 et montrent une variété de patrons tant dans le stock relatif que dans le recrutement. Les séries chronologiques reconstituées de la plupart des rivières révèlent une période de recrutement élevé au moins une fois dans la série chronologique et le plus souvent au milieu des années 80 (voir les figures de l'annexe 4 pour, p. ex. les rivières Bonaventure, de la Trinité, York). Des tendances linéaires décroissantes statistiquement importantes dans la médiane des résidus pour les ajustements des modèles de Beverton-Holt et de Ricker sont notées pour les rivières Matane, Saint-Jean et de la Trinité. En outre, les ajustements des séries chronologiques de la plupart des rivières affichent des patrons oscillants dans les résidus, ce qui suggère que les observations annuelles ne sont pas indépendantes (c.-à-d. autocorrélées). Ces résultats soulèvent des questions sur notre compréhension des processus biologiques et de la dynamique des populations opérant dans ces rivières qui pourraient expliquer ces tendances, par exemple les liens de cohorte pendant la migration en eau douce ou marine.

Pour la majorité des rivières du Québec, la pente estimée à l'origine est plus prononcée pour la fonction de Beverton-Holt que pour celle de Ricker, ce qui se reflète dans la valeur plus élevée de  $h^*$  pour la fonction de Beverton-Holt (0,75 en moyenne) par rapport à la fonction de Ricker (0,55 en moyenne, tableaux 2b, 3b). Par rapport à des valeurs du PRL comparables à celles utilisées dans les rivières du Golfe (c.-à-d. environ 150 œufs par 100 m<sup>2</sup>), les valeurs *a posteriori* de  $S_{\text{halfRmax}}$  sont nettement inférieures à la valeur du PRL (annexe 4). Les ratios

---

de  $R^*$  à  $S_{\text{halfRmax@75}}$  pour Beverton-Holt sont extrêmement variables entre les rivières, allant de 0,26 à 22,77 (tableau 2b). Les ratios issus des ajustements de Ricker sont également variables, mais englobent une gamme de valeurs plus petite, allant d'un minimum de 0,5 à un maximum de 6,48 (tableau 3b). La rivière de la Chaloupe présente un ratio inférieur à un (c.-à-d. que  $R^*$  est inférieur à  $S_{\text{halfRmax@75}}$ ) en raison, en grande partie, du mauvais ajustement du modèle aux données pour cette rivière (annexe 4A, Figure A4.A.3; annexe 4B, Figure A4.B.3).

### **Modélisation hiérarchique de séries chronologiques de périodes de temps comparables**

Les données sur le stock-recrutement pour la rivière Miramichi, la rivière Margaree et dix des douze rivières du Québec ont été analysées à l'aide d'un modèle hiérarchique. Les séries chronologiques de données pour ces rivières s'étendent des cohortes 1972 à 2004-2005. Les ajustements prédits (ligne médiane et enveloppes des intervalles de crédibilité bayésiens) pour les douze rivières sont présentés à la figure 4. L'association linéaire (sur l'échelle logarithmique) de  $S^*$  à la superficie mouillée est considérable avec un coefficient pour la superficie mouillée qui englobe une valeur de 1 (médiane = 1,11, 95 % IC de 0,86 à 1,39), ce qui montre une relation directe entre  $S^*$  et la dimension de la rivière (figure 5).

Le rétrécissement des estimations *a posteriori* de  $h^*$ ,  $S^*$  et  $R^*$  du modèle hiérarchique par rapport au modèle indépendant est le plus important pour  $h^*$  et moins visible pour  $S^*$  et  $R^*$  (figure 5). Alors que les estimations médianes de  $h^*$  vont de 0,49 à 0,68 pour les ajustements du modèle indépendant, celles du modèle hiérarchique varient de 0,58 à 0,62 (tableau 5b; figure 4). Des rétrécissements des ratios  $R^*/S^*$ ,  $R^*/S_{\text{halfRmax@75}}$ , et  $80\%R^*/S_{\text{halfRmax@75}}$  sont également constatés avec le modèle hiérarchique (figure 6). Les estimations de l'intervalle crédible pour le ratio propre à chaque rivière sont relativement larges et se chevauchent sur les douze rivières (figure 6).

Les estimations de  $R^*$  varient entre 146 et 667 œufs par 100 m<sup>2</sup> pour les douze rivières, soit un facteur de 4,6, la valeur la plus faible étant celle de la rivière Madeleine et la plus élevée, celle de la rivière Margaree (tableau 4a). Les ratios de  $R^*$  à  $S_{\text{halfRmax@75}}$  varient de 3,84 à 5,41, soit un facteur de 1,4, la valeur la plus faible étant estimée pour la rivière de la Trinité et la plus élevée pour la rivière York (tableau 4b). Les médianes *a posteriori* de  $80\%R^*/S_{\text{halfRmax@75}}$  sur les douze rivières du modèle hiérarchique vont de 3,07 à 4,33, soit également un facteur de 1,4 (tableau 4b).

### **POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LES RIVIÈRES À SAUMON ATLANTIQUE DANS LA RÉGION DU GOLFE DU MPO**

Le PRS propre à une rivière est calculé comme le produit du ratio de  $80\%R^*/S_{\text{halfRmax@75}}$  et des PRL définis pour les rivières de la région du Golfe du MPO. Ce ratio de 3,78 correspond à la moyenne des valeurs des douze rivières du modèle hiérarchique.

Le PRC est défini comme le produit du ratio  $R^*/S_{\text{halfRmax@75}}$  et des PRL définis pour les rivières de la région du Golfe du MPO. Ce ratio de 4,73 correspond à la moyenne des valeurs des douze rivières du modèle hiérarchique.

Le niveau de prélèvement de référence dans la zone saine est fixé à  $h^* \left( \frac{(R^* - S^*)}{R^*} \right)$ , valeur comparable pour toutes les rivières. Comme le PRC proposé ( $R^*$ ) est une valeur correspondant au rendement maximal durable, le taux d'exploitation doit être la valeur qui conduit au rendement maximal durable lorsque l'abondance est égale à  $R^*$ . D'après l'ajustement du modèle hiérarchique des douze rivières, la valeur moyenne de  $h^* = 0,60$  (figure 5).

---

Le graphe de l'AP avec les valeurs du PRL, du PRS, du PRC et du taux d'exploitation pour les rivières de la région du Golfe du MPO est présenté à la figure 7. L'équivalent œufs totaux du PRL, du PRS et du PRC pour les rivières de la région du Golfe du MPO est présenté à l'annexe 6.

À titre d'illustration, la série chronologique du nombre annuel estimé d'œufs dans les retours et le pourcentage annuel des œufs perdus en raison de la pêche pour la rivière Miramichi et pour chacune des branches de la rivière Miramichi (nord-ouest et sud-ouest) sont présentés sur un diagramme d'AP avec les points de référence associés au PRL, au PRS, au PRC et au NPR (figure 8). Le nombre total d'œufs dans les retours de saumon atlantique dans la rivière Miramichi était proche ou légèrement supérieur au PRS pendant deux années (1974, 1977) et inférieur au PRL pendant trois années (après 2014) de l'historique des évaluations de 1971 à 2019 (figure 8). La proportion d'œufs perdus en raison de la pêche a dépassé la référence définie pour le NPR en 1971 et 1983, et serait probablement supérieure à la règle de décision sur les prises dans la zone de prudence pendant la majeure partie des années 1970 et depuis les années 2000. Des taux de perte de 1,4 % à 2,9 % ont été estimés pour les trois années où les estimations ponctuelles des œufs dans les retours avant le début de la pêche étaient inférieures au PRL (figure 8).

Au cours de l'historique des évaluations plus court (1984 à 2019) pour les branches nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi, les abondances n'ont jamais été égales ou supérieures au PRS, ont généralement diminué dans la zone de prudence et ont été inférieures au PRL pendant quatre années (depuis 2014) pour la branche nord-ouest et pendant deux années (2014, 2019) pour la branche sud-ouest de la rivière Miramichi (figure 8). Les pourcentages d'œufs perdus en raison de la pêche ont été plus élevés dans la branche nord-ouest (max. de 32 % en 2002) par rapport à la branche sud-ouest de la rivière Miramichi (max. de 13,8 % en 1984). Les pourcentages d'œufs perdus dépassaient fréquemment les niveaux prescrits à titre indicatif par la règle de décision sur les prises (figure 8) dans la branche nord-ouest et moins souvent dans la branche sud-ouest de la rivière Miramichi. Les pourcentages d'œufs perdus lorsque l'abondance avant le début de la pêche était inférieure au PRL étaient de 1,6 % à 4,9 % dans la branche nord-ouest, et de 1,3 % et 2,2 % pour les deux années dans la branche sud-ouest.

Le profil des séries chronologiques des abondances avant le début de la pêche et des œufs perdus en raison de la pêche pour la rivière Margaree diffère beaucoup de celui de la Miramichi. D'après les œufs dans les retours totaux (retours sauvages et d'éclosion) avant le début de la pêche, reconstitués pour l'analyse de stock-recrutement, les abondances étaient faibles avant 1986, avec deux années en dessous du PRL, mais ont augmenté pour se situer dans la zone de prudence ou fréquemment dans la zone saine pour la période de 1985 à 2019 (figure 9). Les pourcentages estimés d'œufs perdus en raison de la pêche ont dépassé le NPR avant 1985, lorsque les abondances estimées étaient faibles et dans la zone de prudence. Les pourcentages d'œufs perdus en raison de la pêche ont varié de 1 % à 5 % entre 1986 et 2019 (figure 9).

## **INCERTITUDES**

Les incertitudes de ces analyses découlent de la reconstitution des séries chronologiques de l'abondance, de la prise en compte incomplète des activités de pêche, des hypothèses associées à l'ajustement des modèles et des variations des caractéristiques du cycle biologique et de la dynamique des populations résultant des deux environnements occupés dans le cycle de vie du saumon atlantique anadrome.

---

Dans toutes les reconstitutions de séries chronologiques, un certain nombre d'hypothèses simplificatrices ont été faites pour traduire le poids des prises dans les pêches commerciales en prises par nombre, pour estimer les abondances par classe d'âge ainsi que dans les caractéristiques biologiques du saumon anadrome. La série chronologique la plus exhaustive de la rivière Miramichi comportait des lacunes dans l'échantillonnage pour certaines années. Pour toutes les rivières, aucun échantillon de pêche commerciale n'était disponible. L'utilisation de valeurs moyennes, telles que les proportions selon l'âge, pour estimer l'abondance des cohortes peut entraîner une autocorrélation dans les données sur les retours et les géniteurs. Les hypothèses simplificatrices selon lesquelles les ratios d'âge, de taille et de sexe des prises de la pêche et, dans de nombreux cas, des retours, étaient comparables aux valeurs moyennes basées sur les échantillons disponibles, constituent un compromis nécessaire qui devrait avoir pour conséquence une réduction de la variance interannuelle des abondances estimées.

Les récoltes de saumon atlantique dans les activités de pêche commerciale au saumon en mer à Terre-Neuve-et-Labrador, dans les pêches historiques et contemporaines de Saint-Pierre-et-Miquelon, et à l'ouest du Groenland ne sont pas comptabilisées. Le saumon atlantique de toutes les rivières de la région du Golfe du MPO et de la province de Québec a été historiquement exploité dans ces pêches marines (Saunders 1969; Paloheimo et Elson 1974; Marshall 1982; Bradbury *et al.* 2016a, 2016b), et des analyses génétiques récentes d'échantillons de la pêche à l'ouest du Groenland montrent que le saumon de la province de Québec et des rivières de la région du Golfe du MPO représente des proportions importantes (> 15 % chacun) des prises échantillonnées (ICES 2020a). Les poissons unibermarins non matures récoltés au Groenland seraient destinés à devenir des saumons d'ibermarins s'ils n'avaient pas été pêchés et avaient survécu au retour dans leurs eaux d'origine, avec un taux de survie supposé être de l'ordre de 72 % (ICES 2020a). L'exclusion des captures de ces grands saumons au Groenland et des captures historiques dans les pêches commerciales de Terre-Neuve-et-Labrador entraîne une sous-estimation des retours des cohortes, ce qui biaise négativement les estimations de  $R^*$ ,  $R_{max}$ , et à leur tour les estimations de  $S^*$  et  $h^*$ . Le PRS et le PRC sont sous-estimés et, comme l'indique la simulation des points de référence par rapport aux taux de survie en mer, les ratios de mise à l'échelle du PRS à partir du PRL seraient plus élevés si les captures de ces pêches étaient prises en compte. Comme les pêches ont diminué d'intensité à l'ouest du Groenland et ont été fermées à Terre-Neuve en 1992 et au Labrador en 1998, la tendance à la baisse de la productivité observée pour la rivière Miramichi et certains cours d'eau du Québec, lorsqu'on ne tient pas compte de ces pêches, serait plus importante si ces dernières avaient été comptabilisées. Cependant, étant donné que ces activités de pêche sont maintenant soit fermées ou soit réduites en intensité, les conséquences sur l'abondance et l'état des stocks au cours des dernières années sont moins préoccupantes.

Des estimations ponctuelles des captures par pêche à la ligne, des caractéristiques biologiques et des évaluations modélisées de l'abondance sont utilisées pour reconstituer les séries chronologiques des retours et des géniteurs et celles-ci sont traitées comme des valeurs réelles. Le fait d'ignorer les incertitudes durant les étapes de la reconstitution devrait avoir pour conséquence attendue de réduire les incertitudes des paramètres du modèle et des points de référence calculés. L'incorporation des incertitudes dans toutes les composantes nécessiterait une approche de modélisation du cycle biologique état-espace plus complexe (p. ex., Ohlberger *et al.* 2019), ce que nous n'avons pas été en mesure de faire pour le moment.

Dans certains cas, les estimations des géniteurs peuvent être surévaluées, toutes les récoltes en rivière n'étant pas prises en compte. En raison de l'absence d'un système de déclaration des prises pour la pêche récréative au Nouveau-Brunswick, des hypothèses ont été formulées concernant le taux d'exploitation annuel des petits et des grands saumons pour la pêche récréative dans la rivière Miramichi pour une période historique allant de 1984 à 1997, et ces

---

hypothèses ont été appliquées pour estimer les prises de 1998 à aujourd'hui. Si l'on ajoute à cela l'hypothèse de la mortalité par capture et remise à l'eau, les pertes liées à la pêche récréative sont assez incertaines. C'est également le cas pour la rivière Margaree où, bien qu'un système de déclaration des captures soit en place, le taux de retour de ces déclarations et l'effort de pêche ont diminué au fil du temps, et les captures totales sont estimées en établissant un rapprochement entre les déclarations retournées volontairement et tous les permis vendus (Daigle 2023). Des mesures obligatoires de capture et de remise à l'eau des grands saumons sont en vigueur dans la région du Golfe du MPO depuis 1984 et, par conséquent, l'ampleur de la perte d'œufs est beaucoup moins incertaine que si la conservation des grands saumons avait été autorisée, même avec une erreur dans le taux de mortalité lié aux captures et à la remise à l'eau. Les récoltes des pêches autochtones sont également sous-déclarées, bien qu'avec le déclin de l'abondance du saumon en général et les décisions de gouvernance autochtones correspondantes visant à réduire la récolte de saumon dans leurs communautés, la surestimation de l'abondance des géniteurs soit considérée comme faible.

La collecte de géniteurs et l'ensemencement en écloserie ont lieu dans la rivière Miramichi et la rivière Margaree depuis la fin des années 1800. L'intensité de l'ensemencement, les sources de géniteurs et de poissons ensemencés, et les objectifs des programmes ont varié au fil du temps (Marshall 1982; Daigle 2023; Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). Les prélèvements de géniteurs dans ces deux rivières sur la période 1971 à 2019 ont été relativement modestes pour la superficie du cours d'eau, quelques centaines de géniteurs dans la rivière Miramichi, quelques dizaines de paires dans la rivière Margaree. Les prélèvements de géniteurs n'ont pas été retirés des estimations, car les registres des prélèvements annuels n'étaient pas accessibles; on a considéré qu'ils représentaient une faible proportion (< 5 %) par rapport aux géniteurs à l'état sauvage. L'absence de prélèvement de géniteurs d'écloserie dans les estimations entraîne une surestimation des géniteurs dans la nature, mais le biais est considéré comme faible.

Des proportions variables de la descendance des saumons juvéniles sont marquées avant d'être relâchées dans la nature. Si les poissons originaires des écloséries n'étaient pas pris en compte dans les adultes de retour, la productivité ( $h^*$ ) et les estimations de la capacité de charge ( $R^*$ ,  $R_{max}$ ) seraient faussées par les ajustements du stock-recrutement. Pour les rivières du Québec, des ajustements pour l'ensemencement en écloserie ont été apportés aux données (Dionne *et al.* 2015). Les proportions de poissons provenant d'écloséries dans les retours totaux de la rivière Miramichi étaient faibles dans les années évaluées où ces derniers pouvaient être identifiés par une marque externe (Chaput *et al.* 2016). Pour la rivière Margaree, les retours totaux estimés ont été ajustés pour la proportion de poissons sauvages basée sur l'échantillonnage lors de la reconstitution du flux de données pour l'analyse de stock-recrutement. Le taux d'ensemencement et la contribution des retours d'écloserie aux retours totaux sont considérés comme faibles pour les rivières Miramichi et Margaree, en particulier pour le grand saumon, qui est le principal contributeur aux œufs dans les retours (> 90 % des œufs de grand saumon dans la branche SO de la rivière Miramichi et dans la rivière Margaree, > 75 % dans la branche NO de la rivière Miramichi).

Hilborn et Walters (1992) et Walters et Korman (2001) soulignent un certain nombre de biais et de pièges associés aux analyses de stock-recrutement. Les deux qui nous préoccupent le plus sont le biais des erreurs sur les variables et le biais des séries chronologiques. Les erreurs dans la reconstitution des géniteurs et des retours sont ignorées et le mauvais ajustement peut en partie être attribué à des erreurs dans l'évaluation. Les estimations des géniteurs et des retours sont interdépendantes, les géniteurs étant calculés directement à partir des retours et des prélèvements. Il n'est pas possible de présumer de l'indépendance des séries chronologiques d'observations, c.-à-d. respecter la condition selon laquelle les erreurs sont indépendantes et identiquement distribuées. Cette absence d'indépendance est en partie le

---

résultat de la reconstitution des données, du décalage d'âge utilisé pour attribuer les poissons à leur classe d'âge, et des processus interdépendants de la nature qui influencent plusieurs cohortes de poissons à des moments analogues. Dans leur propre exemple d'analyse, Walters et Korman (2001) font remarquer qu'il est plus approprié de considérer les données sur le stock-recrutement de la rivière Margaree comme comportant seulement trois observations plutôt que 38, soit une période précoce avec un stock reproducteur modéré ou élevé, une période intermédiaire avec des stocks géniteurs principalement faibles et une période tardive avec des stocks géniteurs élevés. La fausse hypothèse d'indépendance conduit à des évaluations plus fiables que le justifieraient les données (Walters et Korman 2001).

Dans au moins quatre rivières de l'analyse hiérarchique, les tendances temporelles des résidus peuvent être interprétées comme la preuve d'un changement de productivité, qui est considéré comme ayant lieu dans l'environnement marin. Cette interprétation est étayée par les preuves de la baisse des taux de retour de saumoneaux à adultes dans les rivières faisant l'objet d'un suivi (ICES 2020a). Le changement de productivité a été noté dans une série temporelle relativement courte de quelques décennies (1971 à 2004) et a été évalué comme se produisant rapidement sur quelques années (Chaput *et al.* 2005; Olmos *et al.* 2020); nous sommes peu enclins à décomposer la série temporelle en unités plus petites de conditions de productivité possiblement homogènes, vu la difficulté que représente l'adaptation de ces modèles de stock-recrutement à des jeux de données dont l'abondance est peu contrastée. L'inclusion de périodes de forte et de faible productivité dans une analyse conjointe donne lieu à des estimations de paramètres qui sont une moyenne de ces états de productivité, ni forte ni faible. Ce compromis pourrait ne pas être acceptable si la tendance perçue de la productivité passait d'un état faible à un état élevé, car les paramètres dérivés sous-estimeraient les valeurs de référence clés pour à la fois protéger la population (PRL) et avantager les activités de pêche ( $R^*$ ,  $R_{max}$ ,  $h^*$ ). Pour le saumon atlantique de l'est du Canada, la situation inverse se produit, avec une productivité en baisse. En conséquence, les valeurs de référence estimées sont plus élevées que celles que nous aurions calculées en utilisant uniquement les données plus contemporaines de la période récente de faible productivité. Si seules les données les plus contemporaines étaient utilisées, nous risquerions de sous-estimer le PRL et d'augmenter indûment le risque pour la population. Nous ne sommes pas parvenus à la conclusion que les facteurs agissant après le stade de saumoneau, qui sont considérés comme étant à l'origine de la réduction de la productivité du saumon en mer, sont irréversibles. Nous préférons donc établir les indicateurs de productivité pour la pêche (PRS, PRC) en incluant les données de la période de productivité plus élevée, en espérant que l'abondance globale du saumon a le potentiel d'augmenter par rapport aux faibles niveaux actuels. Cette approche est conforme aux examens et aux conclusions du MPO (2013, 2016) selon lesquels les points de référence ne devraient pas être modifiés en raison des changements de productivité, mais plutôt pour adapter des règles de gestion robustes aux nouvelles conditions.

## CONCLUSIONS

Les analyses présentées dans ce document, conjointement avec celles du MPO (2018b), complètent le premier composant du cadre de l'AP qui nécessite de définir des points de référence pour délimiter les zones critiques, de prudence et saines. Le MPO (2018b) fournit les PRL propres à chaque rivière pour les rivières à saumon atlantique de la région du Golfe du MPO. Une approche fondée sur le ratio entre le PRS ou le PRL et le PRL dérivés des analyses des données sur le stock-recrutement d'adulte à adulte est proposée pour définir le PRS et le PRC. L'approche fondée sur les ratios est proposée parce que les PRL sont définis à l'aide de la dynamique et du stade biologique limités à la phase d'eau douce du cycle de vie anadrome, soit la phase où s'exprime la survie compensatoire dépendante de la densité (MPO 2015),

---

tandis que le PRS et le PRC visent à déterminer les états d'abondance souhaités des composants adultes avec les avantages connexes pour les pêches. Les ratios calculés représentent l'écart entre le PRL et le PRS ou le PRC obtenu à partir des données sur le stock-recrutement d'adulte à adulte, qui sont ensuite appliquées au PRL défini en fonction du stade d'eau douce.

Le PRL, le PRS et le PRC sont définis pour chaque rivière dont on sait ou dont on suppose qu'elle abrite une remontée de saumons anadromes. Les points de référence sont exprimés en unités d'œufs fournis par tous les groupes anadromes, peu importe leur durée du séjour en mer et leur taille. La mise à l'échelle du total des œufs dans les retours et les géniteurs ainsi que des points de référence en fonction de la superficie des rivières, définie comme la superficie fluviale mouillée totale utilisée par le saumon, est un moyen pratique de comparer l'état des rivières et des populations de saumon de différentes tailles.

L'utilisation des ratios du PRS ou du PRC par rapport au PRL, estimés à partir d'analyses de données sur les adultes, n'élimine pas le problème de l'échelle des points de référence par rapport aux conditions de survie en mer du saumon atlantique anadrome. La survie en mer est considérée comme indépendante de la densité et comme le principal déterminant de l'abondance des adultes anadromes une fois que la production en eau douce est établie (Hansen et Quinn 1998). Les ratios sont estimés à l'aide de données sur le stock-recrutement considérées comme représentatives des populations de saumon anadrome de la région du Golfe du MPO. Nous avons analysé collectivement les données de deux rivières du Golfe et de dix rivières de la province de Québec qui sont géographiquement proches et présentent des caractéristiques biologiques comparables à celles des rivières du Golfe, principalement la forte proportion d'œufs totaux provenant de grands saumons. L'analyse bayésienne hiérarchique de ces douze rivières produit des ratios de PRS et de PRC par rapport au PRL relativement semblables d'une rivière à l'autre; nous utilisons la moyenne des valeurs des douze rivières pour calculer le PRS et le PRC des rivières du Golfe du MPO.

La moyenne du ratio PRS/PRL est de 3,78, tandis que celle du ratio PRC/PRL est de 4,73. La limite des zones de prudence ou saines est environ quatre fois plus élevée que la limite des zones critiques et de prudence. Cet écart devrait laisser suffisamment de temps à la gestion pour réduire le taux d'exploitation lorsque l'abondance du stock diminue et pour prendre des mesures afin de déplacer le stock vers la zone saine (MPO 2009).

Le taux d'exploitation équivalent à  $h^*$ , qui permet d'obtenir un rendement maximal durable (RMD) lorsque le recrutement est au RMD, est très comparable entre les rivières, avec une valeur moyenne de 0,60. Il est proposé comme NPR pour toutes les rivières.

À ces valeurs de référence, les retours de saumons anadromes de la rivière Miramichi pourraient avoir été égaux ou légèrement supérieurs au PRS pendant seulement deux des 49 années de la période de 1971 à 2019, et inférieurs au PRL (estimation ponctuelle) pendant deux de ces années. L'estimation du nombre total d'œufs dans les retours à la rivière Miramichi a diminué de 57 % entre 1971 et 2019, alors que l'estimation du nombre d'œufs dans les géniteurs a diminué dans une moindre mesure, soit 16 % au cours de la même période. La fermeture de la pêche commerciale et l'introduction de mesures obligatoires de capture et de remise à l'eau des grands saumons dans la pêche récréative en 1984, combinées à des pratiques de gestion plus restrictives au cours des dernières décennies, ont réduit les pertes de géniteurs, mais le déclin persiste. Dans les conditions actuelles de faible productivité, tant en eau douce qu'en mer, le recrutement avant le début de la pêche est à peu près suffisant pour remplacer les géniteurs, mais les possibilités de rétablissement sont limitées, voire inexistantes. En l'absence de plusieurs événements de recrutement très favorables et d'une amélioration des

---

taux de survie en mer, la rivière Miramichi et ses deux branches principales ne devraient pas atteindre des abondances qui dépasseraient celles du PRS dans un avenir proche.

L'état de la rivière Margaree par rapport aux valeurs de référence est très différent de celui de la rivière Miramichi et de ses affluents. À l'exception des années 1970 et du début des années 1980, on estime que le recrutement a augmenté de manière substantielle et, pour la plupart des années postérieures à 1985, l'abondance se situe dans les zones de prudence et saines.

Pour évaluer l'état des rivières par rapport à ces valeurs de référence, les directives de MPO (2021a, 2021b) sont pertinentes. MPO (2021a) considère que le PRL et le PRS représentent des points de référence seuils qui sont censés être dépassés plus de 50 % du temps. Cela contraste avec le PRC qui est considéré comme une cible et qui est destiné à être atteint en moyenne, ou 50 % du temps (MPO 2021a).

MPO (2021a) insiste à nouveau sur le rôle et les conséquences de se trouver en dessous du PRL :

« Un stock qui demeure ainsi dans un état près du PRL est toutefois plus susceptible qu'un stock qui se maintient à un plus haut niveau de mener à une situation qui déclenche l'exigence de mettre en œuvre un plan de rétablissement,... et risque de subir des dommages graves irréversibles ou lentement réversibles. À tout le moins, le fait que la biomasse d'un stock reste dans un état près du PRL peut représenter une perte de marge de manœuvre pour les décideurs, une perte d'avantages pour les utilisateurs de la ressource, en plus de poser un risque pour les fonctions de l'écosystème et pour les pêches de d'autres stocks qui partagent cet écosystème. »

Plus tard, MPO (2021b) souligne :

« le PRL représente un seuil biologique à un préjudice grave possible, en deçà duquel les perspectives de rétablissement sont incertaines et, par conséquent, il faut éviter un déclin du stock à un niveau inférieur ou égal au PRL. »

Dans MPO (2009), le PRL a été considéré comme un seuil à ne pas dépasser et puisque celui-ci définit un point en dessous duquel le risque de dommage grave et irréversible augmente, il pourrait être interprété comme un point à éviter avec une forte probabilité, par exemple 95 % de risque d'être au-dessus du PRL. MPO (2021a) mentionne que les directives scientifiques devraient assurer l'uniformité de la façon dont on détermine et déclare l'état des stocks par rapport au PRL, mais ne précise pas de niveau de probabilité. De son côté, MPO (2021b) déclare :

« À moins d'indication contraire dans les cadres d'approche de précaution propres aux stocks, à titre d'orientation générale, le PRL devrait être considéré comme dépassé si l'indicateur d'état des stocks pour l'année terminale est égal ou inférieur au PRL avec une probabilité supérieure à 50 % ou si l'indicateur d'état des stocks projeté est inférieur au PRL avec une probabilité supérieure à 50 % dans un scénario de prises nulles dans une projection sur un an. »

Dans les rapports antérieurs sur l'état des stocks de saumon atlantique de l'est du Canada, on a généralement signalé que l'état était supérieur ou inférieur au PRL (MPO 2020a, 2020b) et, plus récemment, supérieur ou inférieur au PRS pour les stocks de Terre-Neuve-et-Labrador (MPO 2020c). Ces évaluations de l'état ont été faites sur la base du point médian de l'abondance estimée. Le MPO (2020a) fournit un tableau pour la rivière Miramichi qui quantifie les estimations (médiane avec intervalle du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile) des œufs dans les retours

---

avant le début de la pêche, des œufs dans les géniteurs ainsi que de la probabilité que les œufs dans les géniteurs soient inférieurs au PRL. Une figure complémentaire pour la rivière Miramichi résume la série chronologique des évaluations au moyen de symboles ombrés pour distinguer le moment où le 5<sup>e</sup> percentile des œufs estimés dépassait le PRL ou lui était inférieur. Un résumé analogue est présenté à la figure 10 pour les estimations des œufs dans les retours et des œufs dans les géniteurs pour les branches nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi, de 1984 à 2019. On ne sait pas si une telle présentation de la situation par rapport au PRL est utile aux gestionnaires et aux décideurs, mais on peut au moins produire de tels chiffres sommaires pour les évaluations où l'incertitude a été quantifiée, ce qui répondrait à l'avis du MPO (2021a, 2021b).

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Beaugrand, G., and Reid, P.C. 2012. Relationships between North Atlantic salmon, plankton, and hydroclimatic change in the Northeast Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 69: 1549–1562.
- Biron, M., and Breau, C. 2015. [Status of Atlantic salmon \(\*Salmo salar\* L.\) stocks in rivers of Nova Scotia flowing into the Gulf of St. Lawrence \(SFA 18\), 2012-2013](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/043: vii+ 40.
- Bliss, D. 2017. Policies and regulatory framework for stocking activities of Atlantic salmon in Canada. CNL(17)48, p. 40-59. In: Chaput, G., Knight, P., Russell, I., Sivertsen, A., Hutchinson, P., and Forero Segovia, S. L. [Editors]. 2017. Understanding the risks and benefits of hatchery and stocking activities to wild Atlantic salmon populations. Report of a Theme-based Special Session of the Council of NASCO. NASCO Council document CNL(17)61. 116 pp.
- Bordeleau, X., Pardo, S.A., Chaput, G., April, J., Dempson, B., Robertson, M., Levy, A., Jones, R., Hutchings, J.A., Whoriskey, F.G., and Crossin, G.T. 2019. Spatio-temporal trends in the importance of iteroparity across Atlantic salmon populations of the Northwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 77: 326–344.
- Bradbury, I.R., Hamilton, L.C., Chaput, G., Robertson, M.J., Goraguer, H., Walsh, A., Morris, V., et al. 2016a. Genetic mixed stock analysis of an interceptory Atlantic salmon fishery in the Northwest Atlantic. *Fish. Res.* 174: 234–244.
- Bradbury, I.R., Hamilton, L.C., Sheehan, T.F., Chaput, G., Robertson, M.J., Dempson, J.B., Reddin, D., Morris, V., King, T., and Bernatchez, L. 2016b. Genetic mixed-stock analysis disentangles spatial and temporal variation in composition of the West Greenland Atlantic Salmon fishery. *ICES J. Mar. Sci.* 73: 2311-2321.
- Breau, C., and Chaput, G. 2012. Analysis of catch options for aboriginal and recreational fisheries for Atlantic salmon from the Margaree River (Nova Scotia) for 2012. *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/093: iv + 49 p.
- Breau, C. et Chaput, G. 2023. [Évaluation des règles de décision sur les prises proposées pour la pêche récréative du saumon atlantique : étude de cas sur la rivière Miramichi](#). Secr. can. des avis sci. du MPO Doc. de rech. 2023/005. v + 76 p.
- Chaput, G. 2012. Overview of the status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic and trends in marine mortality. *ICES J. Mar. Sci.* 69: 1538–1548.
- Chaput, G. 2015. [Considerations for defining reference points for Atlantic Salmon that conform to the Precautionary Approach](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/074. v + 44 p.

- 
- Chaput, G., and Benoît, H.P. 2012. Evidence for bottom-up trophic effects on return rates to a second spawning for Atlantic salmon (*Salmo salar*) from the Miramichi River, Canada. ICES J. Mar. Sci. 69: 1656–1667.
- Chaput, G., and Jones, R. 1992. [Stock-recruit relationship for multi-sea-winter salmon from the Margaree River, N.S.](#) Can. Atl. Fish. Sci. Advis. Comm. Res. Doc. 92/124.
- Chaput, G., and Jones, R. 2006. [Reproductive rates and rebuilding potential for two multi-sea-winter Atlantic salmon \(\*Salmo salar\* L.\) stocks of the Maritime provinces.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/027. iv + 31 p.
- Chaput, G., Moore, D., Hayward, J., Ginnish, C., and Dubee, B. 1998. [Stock status of Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\) in the Miramichi River, 1997.](#) DFO Can. Stock Assess. Secr. Res.Doc. 98/34. 86 p.
- Chaput, G., Moore, D., Hayward, J., Sheasgreen, J., and Dubee, B. 2001. [Stock status of Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\) in the Miramichi River, 2000.](#) DFO Can. Sci. Adv. Secr. Res. Doc. 2001/008. 89 p.
- Chaput, G., Legault, C.M., Reddin, D.G., Caron, F., and Amiro, P.G. 2005. Provision of catch advice taking account of non-stationarity in productivity of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the northwest Atlantic. ICES J. Mar. Sci. 62: 131-143.
- Chaput, G., Prévost, E., Dempson, J.B., Dionne, M., Jones, R., Levy, A., Robertson, M., and Veinott, G. 2015. [Hierarchical Bayesian modelling of Atlantic Salmon egg to smolt time series from monitored rivers of eastern Canada to define and transport reference points.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/075. v + 84 p.
- Chaput, G., Douglas, S.G., and Hayward, J. 2016. [Biological Characteristics and Population Dynamics of Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\*\) from the Miramichi River, New Brunswick, Canada.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/029. v + 53 p.
- Clayton, R.R., Chaput, G.J., and Lutzac, T.G. 1987. Assessment of Atlantic Salmon (*Salmo salar*), in the Margaree River, 1987. DFO Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc. 97/105.
- Courtenay, S.C., Moore, D.S., Pickard, R., and Nielsen, G. 1993. [Status of Atlantic salmon in the Miramichi River in 1992.](#) DFO Atl. Fish. Res. Doc. 93/56. i + 63 p.
- Daigle, A. 2023. [Information sur le saumon atlantique \(\*Salmo salar\*\) de la zone de pêche au saumon 18 \(Golfe de la Nouvelle-Écosse\) pertinente pour l'élaboration d'un 2<sup>e</sup> rapport de situation du COSEPAC.](#) Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/007. iv + 48 p.
- Dionne, M., Dauphin, G., Chaput, G., et E. Prévost. 2015. Actualisation du modèle stock-recrutement pour la conservation et la gestion des populations de saumon atlantique du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, Direction l'expertise sur la faune aquatique, 66 p.
- Hansen, L.P., and Quinn, T.P. 1998. The marine phase of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) life cycle, with comparisons to Pacific salmon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55(Suppl. 1): 104–118.
- Hayward, J. 2001. Weekly fish counts from in-river traps and barrier pools in the Miramichi River, New Brunswick, 1994 to 1999. Can. Data Rep. of Fish. Aquat. Sci. 1080: 104 p.
- Hayward, J., Sheasgreen, J., Douglas, S., and Reid, J. 2014. Diadromous fish monitoring programs in the Miramichi River system in 2011. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 3042: xiii + 102 p.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York/London. 570 pp.
-

- 
- Holt, C.A., Cass, A., Holtby, B., and Riddell, B. 2009. [Indicators of Status and Benchmarks for Conservation Units in Canada's Wild Salmon Policy](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/058: viii + 74p.
- ICES. 2020a. [Working Group on North Atlantic Salmon \(WGNAS\)](#). ICES Scientific Reports. 2:21. 358 pp.
- ICES. 2020b. [NASCO Workshop for North Atlantic Salmon At-Sea Mortality \(WKSalmun, outputs from 2019 meeting\)](#). ICES Scientific Reports. 2:69. 175 pp.
- LeBlanc, P.H., Jones, R.A., and Chaput, G. 2005. Biological characteristics of adult Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) from the Margaree River, Nova Scotia, 1987 to 1996. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1172(vi): + 28 p.
- Malick, M.J. 2020. Time-varying relationships between ocean conditions and sockeye salmon productivity. Fish. Ocean. 29: 265–275.
- Marshall, T.L. 1982. (unpublished draft) Background and management alternatives for Atlantic salmon of the Margaree River: A working document for the selection of stock enhancement strategies, 1978. Fish. Ocean. Halifax, NS. Mimeo.
- May, A.W., and Lear, W. H. 1971. Digest of Canadian Atlantic salmon catch statistics. Technical Report of the Fisheries Research Board of Canada, 270. 106 pp.
- MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MFFP). 2016. Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec, 40 p.
- MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MFFP). 2021. [Bilan de l'exploitation du saumon au Québec en 2020 18 février 2021](#).
- Mills, K.E., Pershing, A.J., Sheehan, T.F., and Mountain, D. 2013. Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. Global Change Biology 19: 3046–3061.
- Moore, D.S., Dubee, B., Hooper, B., and Biron, M. 1995. Angling catch and effort for the Miramichi River from 1969 to 1994. DFO Atlantic Fisheries Res. Doc. 95/4.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). (Date de modification: 2009-03-23).
- MPO. 2013. [Compte rendu de l'atelier national pour Expertise technique en évaluation de stocks \(ETES\) : Points de référence en matière de rendement maximal soutenu \(RMS\) et approche de précaution en situation de variation de la productivité ; du 13 au 15 décembre 2011](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2012/055
- MPO. 2015. [Élaboration de points de référence pour le saumon de l'Atlantique \(Salmo salar\) conformes à l'approche de précaution](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/058.
- MPO. 2016. [Compte rendu de l'examen national par les pairs sur l'Élaboration des directives techniques pour la prestation d'un avis scientifique portant sur les divers éléments du cadre de l'approche de précaution de Pêches et Océans Canada; du 28 février au 1er mars 2012](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2015/005
- MPO. 2018a. [Politique de conservation du saumon atlantique sauvage du Canada](#) (Date de modification 2022-05-30)
-

- 
- MPO. 2018b. [Points de Référence Limite pour les rivières à saumon atlantique dans la Région du Golfe du MPO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/015.
- MPO. 2018c. [Évaluation du stock de saumon de l'Atlantique de Terre-Neuve et du Labrador – 2017](#) -Erratum. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/034. (Erratum : Septembre 2018)
- MPO. 2019a. [Politique de conservation du saumon atlantique sauvage du Canada 2019 à 2021](#) (Date de modification: 2019-05-27).
- MPO. 2019b. [Lignes directrices pour la rédaction de plans de rétablissement conformément aux Dispositions relatives aux stocks de poissons et Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). (Date de modification: 2022-06-07).
- MPO. 2020a. [Mise à jour en 2019 des indicateurs pour le saumon atlantique \(\*Salmo salar\*\) dans les zones de pêche du saumon 15 à 18 de la région du Golfe du MPO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/028
- MPO. 2020b. [Mise à jour de l'état du stock des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/031.
- MPO. 2020c. [Mise à jour de l'état des stocks de saumon atlantique de Terre-Neuve-et-Labrador en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/045.
- MPO. 2021a. [Avis scientifique sur les stratégies de pêche fondées sur l'approche de précaution aux termes des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/004.
- MPO. 2021b. [Lignes directrices scientifiques à l'appui de l'élaboration des plans de rétablissement des stocks de poissons canadiens](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/006
- O'Connell, M.F., Dempson, J.B., and Chaput, G. 2006. [Aspects of the life history, biology, and population dynamics of Atlantic salmon \(\*Salmo salar\* L.\) in eastern Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/014. iv + 47 p.
- Ohlberger, J., Brenkman, S.J., Crain, P., Pess, G.R., Duda, J.J., Buehrens, T.W., Quinn, T.P., and Hilborn, R. 2019. A Bayesian life-cycle model to estimate escapement at maximum sustained yield in salmon based on limited information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76: 299–307.
- Olmos, M., Payne, M.R., Nevoux, M., Prévost, E., Chaput, G., Du Pontavice, H., Guitton, J., Sheehan, T., Mills, K., and Rivot, E. 2020. Spatial synchrony in the response of a long range migratory species (*Salmo salar*) to climate change in the North Atlantic Ocean. *Global Change Biology* 26: 1319–1337.
- Paloheimo, J.E., and Elson, P.F. 1974. Reduction of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Catches in Canada Attributed to the Greenland Fishery. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 31: 1467–1480.
- Parent, É., and Rivot, É. 2013. Introduction to hierarchical Bayesian modeling for ecological data. Chapman and Hall.
- Plummer, M. 2017. “JAGS version 4.3. 0 user manual [Computer software manual].”
- Potter, T. 2001. Past and present use of reference points for Atlantic salmon. p. 195-223. In: E. Prévost and G. Chaput [Editors]. Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon. INRA Editions. 223 p.
-

- 
- Prévost, E., Parent, E., Crozier, W., Davidson, I., Dumas, J., Gudbergsson, G., Hindar, K., McGinnity, P., MacLean, J., and Sættem, L.M. 2003. Setting biological reference points for Atlantic salmon stocks: transfer of information from data-rich to sparse-data situations by Bayesian hierarchical modelling. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 1177-1194.
- Randall, R.G. 1989. Effect of sea age on the reproductive potential of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in eastern Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 2210-2218.
- Randall, R.G., Chadwick, E.M.P., and Schofield, E.J. 1986. Status of Atlantic salmon in the Miramichi River, 1985. CAFSAC Research Document 86/2.
- R Core Team (2021). [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL
- Saunders, R.L. 1969. Contributions of salmon from the Northwest Miramichi, New Brunswick, to various fisheries. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 26: 269-278.
- Schnute, J.T., and Kronlund, A.R. 1996. A management oriented approach to stock recruitment analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1281-1293.
- Su, Y.-S. and Yajima, M. 2020. [R2jags: Using R to Run 'JAGS'](#). R package version 0.6-1.
- Walters, C., and Korman, J. 2001. Analysis of stock-recruitment data for deriving escapement reference points. p. 67-94. In: E. Prévost and G. Chaput [Editors]. *Stock, recruitment and reference points: assessment and management of Atlantic salmon*. INRA Editions. 223 p.

## TABLEAUX

*Tableau 1. Description des rivières et des séries chronologiques reconstituées des géniteurs et des retours de saumon atlantique utilisées dans l'élaboration des points de référence pour les rivières de la région du Golfe du MPO.*

Province	Rivière	Cohorte reconstituée	Superficie mouillée (1000 m <sup>2</sup> )	Comptabilisation des			
				Captures des pêches marines (Groenland, Terre-Neuve, Labrador, SPM)	Récoltes de la pêche commerciale côtière locale	Pêches autochtones et récréatives	Ensemencements en écloserie
Nouvelle-Écosse	Margaree	De 1961 à 2013	2 798	Non	Oui	Oui	Oui
Nouveau-Brunswick	Miramichi	De 1971 à 2013	53 433	Non	Oui	Oui	Non
	Branche nord-ouest de la rivière Miramichi	De 1984 à 2013	16 779	Non	S.O.	Oui	Non
	Branche sud-ouest de la rivière Miramichi	De 1984 à 2013	36 654	Non	S.O.	Oui	Non
Québec	York	1972-2004	2 591	Non	S.O.	Oui (2003 - 2012)	Oui (2003 - 2012)
	Dartmouth	1972-2004	1 758	Non	S.O.	Oui (2009-2012)	Oui (2009-2012)
	Bonaventure	1972-2004	4 361	Non	Oui (1976)	S.O.	S.O.
	Casapédia	1972-2003	4 797	Non	Oui (1973 - 1976)	Oui (1972 - 2008)	Oui (1972 à 2008)
	Grande-Rivière	1972-2004	1 144	Non	S.O.	S.O.	S.O.
	Sainte-Anne	1973-2005	1 331	Non	S.O.	S.O.	S.O.

Province	Rivière	Cohorte reconstituée	Superficie mouillée (1000 m <sup>2</sup> )	Comptabilisation des			
				Captures des pêches marines (Groenland, Terre-Neuve, Labrador, SPM)	Récoltes de la pêche commerciale côtière locale	Pêches autochtones et récréatives	Ensemencements en éclosion
	Madeleine	1972-2005	2 814	Non	S.O.	S.O.	S.O.
	Matane	1972-2005	3 357	Non	S.O.	S.O.	S.O.
	Jupiter	1983-2005	2 303	Non	S.O.	S.O.	S.O.
	de la Chaloupe	1984-2005	546	Non	S.O.	S.O.	S.O.
	Saint-Jean	1972-2005	2 251	Non	S.O.	S.O.	S.O.
	de la Trinité	1976-2005	1 916	Non	Oui (1976 à 1992)	S.O.	S.O.

Tableau 2a. Résumé (médiane et intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile) des valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m<sup>2</sup>) provenant de l'ajustement indépendant de la fonction de Beverton-Holt à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière.

Rivière (période)	Valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m <sup>2</sup> )						
	C*	R*	Rmax	Srep	S*	S_halfRmax @50	S_halfRmax @75
Rivières de la région du Golfe							
Rivière Margaree (1961 – 2013)	253 (239 - 268)	410 (393 - 430)	666 (627 - 708)	567 (541 - 597)	157 (146 - 170)	98 (83 - 115)	167 (142 - 199)
Rivière Miramichi (1971 – 2013)	185 (160– 211)	227 (213 – 241)	280 (266 – 296)	268 (258 – 280)	41 (28 – 55)	10 (4 – 19)	17 (7 – 34)
Rivière Miramichi (1984 – 2013)	73 (51 – 103)	155 (140 – 171)	323 (276 – 393)	232 (220 – 244)	79 (66 – 89)	91 (44 – 161)	142 (70 – 250)
Branche nord- ouest de la rivière Miramichi (1984 – 2013)	94 (72 – 122)	165 (151 – 180)	284 (255 – 328)	232 (221 – 244)	68 (55 – 81)	52 (25 – 92)	83 (40 – 147)
Branche sud- ouest de la rivière Miramichi (1984 – 2013)	98 (71 – 132)	165 (148 – 182)	272 (247 – 314)	227 (217 – 238)	64 (49 – 77)	44 (19 – 86)	69 (29 – 137)
Rivières du Québec							
York 1972 - 2004	228 (209 - 249)	285 (276 - 295)	353 (338 - 371)	339 (330 - 351)	55 (42 - 69)	14 (7 - 23)	18 (9 - 30)
Dartmouth 1972 - 2004	160 (140 - 183)	202 (192 - 214)	254 (240 - 272)	243 (233 - 254)	41 (27 - 54)	11 (5 - 20)	17 (7 - 33)
Bonaventure 1972 - 2004	168 (149 - 186)	197 (187 - 208)	233 (223 - 246)	227 (218 - 237)	29 (20 - 40)	5 (2 - 11)	9 (4 - 18)
Casapédia 1972 - 2003	273 (242 - 305)	331 (316 - 346)	399 (381 - 423)	387 (373 - 402)	56 (37 - 75)	11 (5 - 23)	16 (7 - 34)
Grande-Rivière 1972 - 2004	124 (110 - 140)	158 (150 - 167)	201 (189 - 216)	191 (183 - 201)	34 (24 - 40)	10 (4 - 17)	16 (8 - 29)
Sainte-Anne 1973 - 2005	155 (139 - 173)	189 (178 - 201)	230 (216 - 247)	222 (210 - 235)	33 (23 - 43)	8 (4 - 14)	14 (7 - 28)
Madeleine 1972 - 2005	84 (72 - 98)	120 (113 - 127)	168 (156 - 185)	154 (147 - 161)	35 (26 - 43)	15 (7 - 26)	24 (12 - 42)
Matane 1972 - 2005	169 (153 - 189)	241 (233 - 250)	335 (312 - 365)	307 (294 - 323)	69 (54 - 82)	28 (16 - 44)	39 (22 - 61)

Valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m<sup>2</sup>)

Rivière (période)	C*	R*	Rmax	Srep	S*	S_halfRmax @50	S_halfRmax @75
Jupiter 1983 - 2005	42 (34 - 52)	72 (67 - 78)	122 (110 - 139)	101 (96 - 107)	29 (24 - 34)	21 (11 - 35)	34 (18 - 57)
de la Chaloupe 1984 - 2005	62 (41 - 88)	107 (87 - 129)	187 (158 - 228)	149 (127 - 173)	42 (32 - 52)	35 (15 - 66)	343 (124 - 1435)
Saint-Jean 1972 - 2005	154 (134 - 174)	188 (177 - 199)	229 (218 - 243)	221 (212 - 231)	33 (23 - 44)	8 (3 - 15)	24 (12 - 75)
de la Trinité 1976 - 2005	107 (87 - 130)	152 (138 - 168)	210 (188 - 243)	192 (176 - 212)	42 (29 - 56)	17 (7 - 36)	52 (20 - 116)

Tableau 2b. Résumé (médiane et intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile) des ratios des valeurs de référence provenant de l'ajustement indépendant de la fonction de Beverton-Holt à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière.

Rivière (période)	Ratio des valeurs de référence			
	h*	R*/S*	R*/S_halfRmax@50	R*/S_halfRmax@75
Rivières de la région du Golfe				
Rivière Margaree (1961 – 2013)	0.62 (0.59 – 0.64)	2.61 (2.47 – 2.77)	4.17 (3.61 – 4.88)	2.45 (2.09 – 2.87)
Rivière Miramichi (1971 – 2013)	0.82 (0.75 – 0.88)	5.50 (3.95 – 8.43)	23.42 (11.34 – 55.92)	13.30 (6.31 – 32.84)
Rivière Miramichi (1984 – 2013)	0.47 (0.36 – 0.60)	1.89 (1.56 – 2.50)	1.68 (0.89 – 3.72)	1.07 (0.56 – 2.35)
Branche nord- ouest de la rivière Miramichi (1984 – 2013)	0.57 (0.47 – 0.69)	2.33 (1.87 – 3.18)	3.06 (1.63 – 6.81)	1.91 (1.01 – 4.29)
Branche sud- ouest de la rivière Miramichi (1984 – 2013)	0.60 (0.48 – 0.73)	2.51 (1.91 – 3.76)	3.74 (1.74 – 10.19)	2.36 (1.11 – 6.42)
Rivières du Québec				
York 1972 - 2004	0.80 (0.75 – 0.86)	5.10 (4.05 – 6.91)	20.63 (12.29 – 39.91)	15.88 (9.35 – 30.87)
Dartmouth 1972 - 2004	0.80 (0.72 – 0.87)	4.93 (3.62 – 7.59)	18.91 (9.37 – 46.90)	11.96 (5.87 – 30.55)
Bonaventure 1972 - 2004	0.85 (0.79 – 0.90)	6.70 (4.79 – 10.42)	37.43 (17.93 – 92.80)	22.77 (10.60 – 57.25)
Cascapédia 1972 - 2003	0.83 (0.76 – 0.89)	5.89 (4.23 – 9.09)	28.54 (13.63 – 72.16)	19.87 (9.46 – 50.87)
Grande-Rivière 1972 - 2004	0.79 (0.72 – 0.85)	4.68 (3.60 – 6.63)	16.40 (9.12 – 34.10)	9.65 (5.30 – 20.58)
Sainte-Anne 1973 - 2005	0.82 (0.76 – 0.88)	5.64 (4.23 – 8.32)	24.83 (13.30 – 53.63)	12.86 (6.69 – 28.82)
Madeleine 1972 - 2005	0.71 (0.63 – 0.79)	3.40 (2.68 – 4.69)	8.05 (4.49 – 16.94)	4.95 (2.76 – 10.49)
Matane 1972 - 2005	0.71 (0.65 – 0.77)	3.44 (2.87 – 4.44)	8.33 (5.33 – 15.14)	6.09 (3.86 – 11.01)

---

Rivière (période)	Ratio des valeurs de référence			
	h*	R*/S*	R*/S_halfRmax@50	R*/S_halfRmax@75
Jupiter 1983 - 2005	0.58 (0.45 – 0.71)	2.40 (1.99 – 3.14)	3.33 (1.95 – 6.60)	2.06 (1.19 – 4.10)
de la Chaloupe 1984 - 2005	0.58 (0.45 – 0.71)	2.35 (1.81 – 3.44)	3.10 (1.44 – 7.86)	0.26 (0.04 – 0.92)
Saint-Jean 1972 - 2005	0.82 (0.75 – 0.88)	5.62 (4.07 – 8.63)	25.17 (12.33 – 61.38)	15.32 (7.34 – 37.96)
de la Trinité 1976 - 2005	0.72 (0.61 – 0.81)	3.53 (2.56 – 5.39)	8.78 (3.98 – 22.85)	2.82 (1.23 – 7.78)

---

Tableau 3a. Résumé (médiane et intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile) des valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m<sup>2</sup>) provenant de l'ajustement indépendant de la fonction de Ricker à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière. Dans le tableau, ND signifie que la valeur n'a pas été déterminée pour la gamme de valeurs de ponte utilisée dans les simulations.

Rivière (période)	Valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m <sup>2</sup> )						
	C*	R*	Rmax	Srep	S*	S_halfRmax @50	S_halfRmax @75
Rivières de la région du Golfe							
Rivière Margaree (1961 – 2013)	327 (305 - 350)	589 (563 - 615)	679 (655 - 705)	641 (620 - 664)	260 (252 - 270)	109 (104 - 116)	157 (148 - 168)
Rivière Miramichi (1971 – 2013)	122 (106 – 140)	241 (225 – 258)	293 (281 – 306)	283 (273 – 294)	118 (113 – 123)	54 (49 – 61)	81 (73 – 92)
Rivière Miramichi (1984 – 2013)	43 (32 – 56)	154 (140 – 169)	267 (251 – 291)	239 (225 – 253)	109 (103 – 115)	91 (76 – 112)	120 (100 – 146)
Branche nord- ouest de la rivière Miramichi (1984 – 2013)	27 (22 – 32)	77 (71 – 84)	117 (112 – 125)	112 (107 – 118)	50 (48 – 53)	34 (30 – 40)	46 (40 – 54)
Branche sud- ouest de la rivière Miramichi (1984 – 2013)	48 (37 – 61)	157 (142 – 172)	256 (243 – 274)	237 (223 – 250)	107 (102 – 113)	82 (70 – 98)	109 (93 – 130)
Rivières du Québec							
York 1972 - 2004	193 (182 - 204)	312 (303 - 322)	345 (336 - 354)	303 (293 - 314)	118 (113 - 124)	44 (41 - 48)	54 (49 - 59)
Dartmouth 1972 - 2004	126 (114 - 139)	221 (210 - 233)	253 (243 - 263)	232 (224 - 243)	93 (89 - 99)	38 (35 - 43)	51 (46 - 57)
Bonaventure 1972 - 2004	158 (141 - 177)	235 (220 - 251)	252 (240 - 266)	203 (197 - 210)	76 (72 - 80)	26 (24 - 29)	36 (33 - 40)
Cascapédia 1972 - 2003	227 (207 - 247)	359 (344 - 375)	395 (382 - 408)	338 (326 - 353)	131 (124 - 139)	48 (44 - 54)	60 (55 - 68)
Grande-Rivière 1972 - 2004	111 (100 - 123)	187 (176 - 198)	210 (200 - 220)	189 (182 - 197)	75 (71 - 79)	30 (27 - 32)	42 (38 - 46)
Sainte-Anne 1973 - 2005	148 (131 - 165)	232 (216 - 250)	254 (240 - 270)	216 (206 - 228)	83 (79 - 89)	31 (28 - 35)	49 (44 - 55)

Valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m<sup>2</sup>)

Rivière (période)	C*	R*	Rmax	Srep	S*	S_halfRmax @50	S_halfRmax @75
Madeleine 1972 - 2005	65 (57 - 73)	133 (125 - 140)	163 (156 - 171)	159 (152 - 168)	67 (63 - 71)	32 (28 - 37)	44 (39 - 51)
Matane 1972 - 2005	145 (136 - 154)	269 (260 - 279)	315 (304 - 326)	300 (288 - 314)	123 (117 - 130)	53 (49 - 58)	66 (60 - 72)
Jupiter 1983 - 2005	26 (21 - 32)	78 (70 - 85)	119 (111 - 128)	113 (105 - 121)	51 (47 - 54)	35 (30 - 41)	49 (43 - 58)
de la Chaloupe 1984 - 2005	39 (22 - 62)	133 (100 - 171)	227 (198 - 262)	203 (162 - 242)	92 (76 - 108)	73 (62 - 88)	225 (172 - ND)
Saint-Jean 1972 - 2005	131 (117 - 145)	213 (201 - 226)	237 (227 - 247)	209 (203 - 216)	82 (78 - 86)	31 (29 - 36)	44 (40 - 49)
de la Trinité 1976 - 2005	104 (86 - 124)	178 (160 - 196)	202 (186 - 219)	178 (167 - 194)	71 (65 - 79)	29 (26 - 37)	52 (44 - 65)

Tableau 3b. Résumé (médiane et intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile) des ratios des valeurs de référence provenant de l'ajustement indépendant de la fonction de Ricker à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière. Dans le tableau, ND signifie que la valeur n'a pas été déterminée pour la gamme de valeurs de ponte utilisée dans les simulations.

Rivière (période)	Ratio des valeurs de référence			
	h*	R*/S*	R*/S_halfRmax@50	R*/S_halfRmax@75
Rivières de la région du Golfe				
Rivière Margaree (1961 – 2013)	0.56 (0.54 - 0.57)	2.25 (2.17 – 2.35)	5.36 (4.99 – 5.75)	3.74 (3.45 – 4.03)
Rivière Miramichi (1971 – 2013)	0.51 (0.47 – 0.55)	2.03 (1.87 – 2.21)	4.41 (3.73 – 5.17)	2.96 (2.50 – 3.46)
Rivière Miramichi (1984 – 2013)	0.28 (0.23 – 0.33)	1.39 (1.30 – 1.50)	1.67 (1.27 – 2.14)	1.28 (0.96 – 1.63)
Branche nord- ouest de la rivière Miramichi (1984 – 2013)	0.34 (0.29 – 0.38)	1.51 (1.41 – 1.62)	2.17 (1.75 – 2.67)	1.63 (1.30 – 2.00)
Branche sud- ouest de la rivière Miramichi (1984 – 2013)	0.31 (0.26 – 0.36)	1.44 (1.34 – 1.56)	1.90 (1.47 – 2.39)	1.43 (1.10 – 1.79)
Rivières du Québec				
York 1972 - 2004	0.62 (0.60 – 0.64)	2.63 (2.48 – 2.78)	6.99 (6.34 – 7.66)	5.80 (5.24 – 6.36)
Dartmouth 1972 - 2004	0.57 (0.54 – 0.61)	2.34 (2.17 – 2.54)	5.75 (5.02 – 6.58)	4.29 (3.72 – 4.93)
Bonaventure 1972 - 2004	0.67 (0.64 – 0.71)	3.07 (2.79 – 3.40)	8.89 (7.69 – 10.31)	6.48 (5.54 – 7.51)
Cascapédia 1972 - 2003	0.63 (0.60 – 0.66)	2.73 (2.51 – 2.97)	7.43 (6.48 – 8.47)	5.91 (5.13 – 6.74)
Grande-Rivière 1972 - 2004	0.60 (0.57 – 0.63)	2.48 (2.30 – 2.68)	6.31 (5.54 – 7.13)	4.44 (3.88 – 5.05)
Sainte-Anne 1973 - 2005	0.64 (0.60 – 0.67)	2.76 (2.51 – 3.03)	7.50 (6.46 – 8.63)	4.75 (4.03 – 5.51)
Madeleine 1972 - 2005	0.49 (0.45 – 0.53)	1.96 (1.82 – 2.11)	4.11 (3.52 – 4.78)	2.97 (2.53 – 3.47)

Rivière (période)	Ratio des valeurs de référence			
	h*	R*/S*	R*/S_halfRmax@50	R*/S_halfRmax@75
Matane 1972 - 2005	0.54 (0.52 – 0.56)	2.17 (2.06 – 2.29)	5.05 (4.58 – 5.53)	4.08 (3.69 – 4.49)
Jupiter 1983 - 2005	0.34 (0.29 – 0.38)	1.52 (1.41 – 1.62)	2.21 (1.77 – 2.65)	1.58 (1.26 – 1.91)
de la Chaloupe 1984 - 2005	0.30 (0.22 – 0.37)	1.42 (1.28 – 1.58)	1.78 (1.19 – 2.48)	0.5 (ND – 0.83)
Saint-Jean 1972 - 2005	0.61 (0.58 – 0.65)	2.59 (2.38 – 2.82)	6.60 (5.75 – 7.56)	4.89 (4.22 – 5.60)
de la Trinité 1976 - 2005	0.59 (0.53 – 0.64)	2.44 (2.11 – 2.81)	5.93 (4.60 – 7.41)	3.31 (2.50 – 4.18)

Tableau 4a. Résumé (médiane et intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile) des valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m<sup>2</sup>) provenant de l'ajustement hiérarchique de la fonction de Ricker à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf par rivière.

Rivière (période)	Valeurs de référence de l'abondance (œufs par 100 m <sup>2</sup> )						
	C*	R*	Rmax	Srep	S*	S_halfRmax @50	S_halfRmax @75
Rivières de la région du Golfe							
Rivière Margaree (1972 – 2005)	408 (386 - 432)	667 (642 - 693)	739 (715 - 763)	656 (638 - 674)	257 (250 - 265)	98 (95 - 102)	129 (123 - 134)
Rivière Miramichi (1972 – 2005)	169 (156 – 181)	287 (274 – 301)	324 (313 – 336)	298 (288 – 307)	119 (115 – 123)	47 (44 – 50)	66 (62 – 70)
Rivières du Québec							
York 1972 - 2004	188 (179 - 197)	309 (300 - 319)	343 (334 - 353)	306 (296 - 317)	120 (116 - 125)	46 (43 - 49)	57 (53 - 61)
Dartmouth 1972 - 2004	134 (126 - 142)	225 (217 - 234)	253 (244 - 262)	229 (222 - 238)	91 (87 - 95)	36 (34 - 38)	47 (44 - 51)
Bonaventure 1972 - 2004	133 (124 - 143)	216 (206 - 226)	238 (229 - 248)	209 (202 - 217)	82 (78 - 85)	31 (29 - 33)	42 (39 - 46)
Cascapédia 1972 - 2003	213 (202 - 226)	349 (337 - 362)	387 (376 - 400)	344 (332 - 356)	135 (129 - 141)	51 (48 - 55)	65 (61 - 70)
Grande-Rivière 1972 - 2004	113 (106 - 120)	188 (180 - 196)	210 (202 - 218)	189 (183 - 196)	75 (72 - 78)	29 (28 - 31)	41 (38 - 44)
Sainte-Anne 1973 - 2005	137 (127 - 147)	223 (211 - 236)	247 (236 - 260)	219 (210 - 230)	86 (82 - 91)	33 (31 - 35)	50 (47 - 55)
Madeleine 1972 - 2005	84 (77 - 91)	146 (139 - 153)	167 (161 - 173)	155 (150 - 161)	62 (60 - 65)	25 (24 - 28)	35 (33 - 38)
Matane 1972-2005	159 (150 - 168)	275 (266 - 284)	311 (302 - 321)	287 (278 - 298)	115 (110 - 120)	46 (43 - 50)	58 (54 - 63)
Saint-Jean 1972 - 2005	127 (120 - 136)	211 (202 - 219)	235 (227 - 243)	210 (204 - 217)	83 (80 - 86)	32 (30 - 34)	43 (40 - 46)
de la Trinité 1976 - 2005	107 (99 - 116)	178 (168 - 190)	199 (188 - 212)	179 (170 - 190)	71 (67 - 75)	28 (26 - 30)	46 (42 - 51)

Tableau 4b. Résumé (médiane et intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile) des ratios des valeurs de référence provenant de l'ajustement hiérarchique de la fonction de Ricker à la série chronologique reconstituée d'œuf à œuf pour la période de 1971-1972 à 2004-2005.

Rivière (période)	Ratio des valeurs de référence			
	h*	R*/S*	R*/S_halfRmax@50	0,8 R*/S_halfRmax@75
Rivières de la région du Golfe				
Rivière Margaree (1972 – 2005)	0.61 (0.60 – 0.63)	2.58 (2.50 – 2.68)	5.17 (4.86 – 5. 50)	3.52 (3.19 – 3.80)
Rivière Miramichi (1972 – 2005)	0.59 (0.57 – 0.61)	2.43 (2.30 – 2.54)	4.40 (3.98 – 4.75)	4.14 (3.89 – 4.40)
Rivières du Québec				
York 1972 - 2004	0.61 (0.59 – 0.62)	2.55 (2.46 – 2.66)	5.41 (5.05 – 5.81)	4.33 (4.04 – 4.65)
Dartmouth 1972 - 2004	0.60 (0.58 – 0.61)	2.48 (2.37 – 2.58)	4.75 (4.40 – 5.09)	3.80 (3.52 – 4.07)
Bonaventure 1972 - 2004	0.62 (0.60 – 0.64)	2.61 (2.49 – 2.78)	5.04 (4.63 – 5.61)	4.03 (3.70 – 4.49)
Cascapédia 1972 - 2003	0.61 (0.59 – 0.63)	2.57 (2.46 – 2.70)	5.30 (4.91 – 5.77)	4.24 (3.93 – 4.61)
Grande-Rivière 1972 - 2004	0.60 (0.58 – 0.62)	2.50 (2.40 – 2.61)	4.60 (4.26 – 4.95)	3.68 (3.41 – 3.96)
Sainte-Anne 1973 - 2005	0.61 (0.59 – 0.63)	2.57 (2.47 – 2.70)	4.41 (4.04 – 4.82)	3.52 (3.23 – 3.86)
Madeleine 1972 - 2005	0.58 (0.55 – 0.60)	2.36 (2.20 – 2.48)	4.21 (3.76 – 4.60)	3.37 (3.01 – 3.68)
Matane 1972 - 2005	0.58 (0.56 – 0.60)	2.39 (2.27 – 2.49)	4.74 (4.36 – 5.09)	3.79 (3.49 – 4.08)
Saint-Jean 1972 - 2005	0.60 (0.59 – 0.62)	2.53 (2.43 – 2.64)	4.85 (4.51 – 5.24)	3.88 (3.61 – 4.20)
de la Trinité 1976 - 2005	0.60 (0.58 – 0.62)	2.51 (2.39 – 2.62)	3.84 (3.47 – 4.19)	3.07 (2.77 – 3.35)

## FIGURES

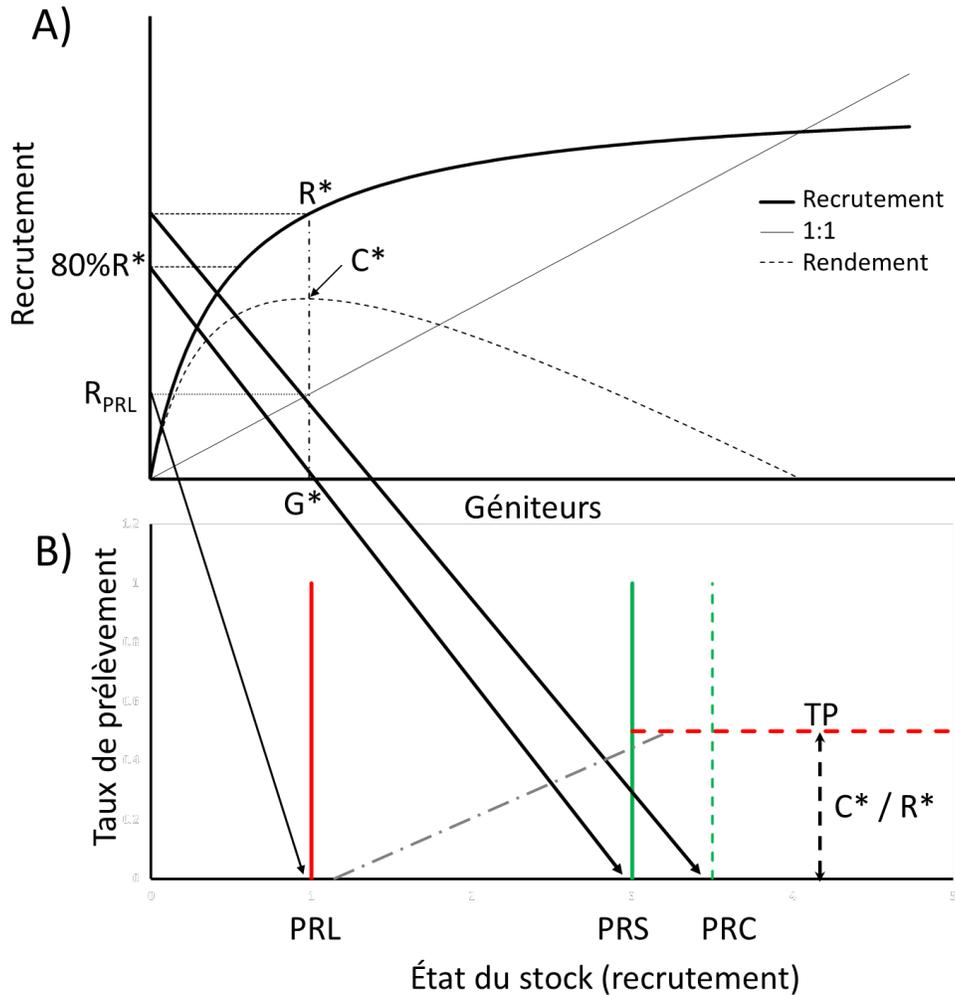


Figure 1. Transposition d'une relation stock-recrutement de frai (graphique supérieur A) aux axes taux d'exploitation et état du stock (graphique inférieur B) du cadre de l'AP. L'exemple concerne un point de référence supérieur du stock (PRS) correspondant à  $80\%R^*$  (R<sub>cmd</sub>), un point de référence cible (PRC) correspondant à  $R^*$  (R<sub>cmd</sub>), un point de référence limite (PRL) égal à  $S^*$  (S<sub>cmd</sub>), et un niveau de prélèvement de référence (NPR) correspondant à  $F_{cmd}$ . Le taux d'exploitation dans la zone de prudence (ligne hachurée grise) serait défini sur la base d'une analyse de risque de la probabilité que l'abondance après exploitation soit inférieure au PRL. La figure est tirée de MPO (2015).

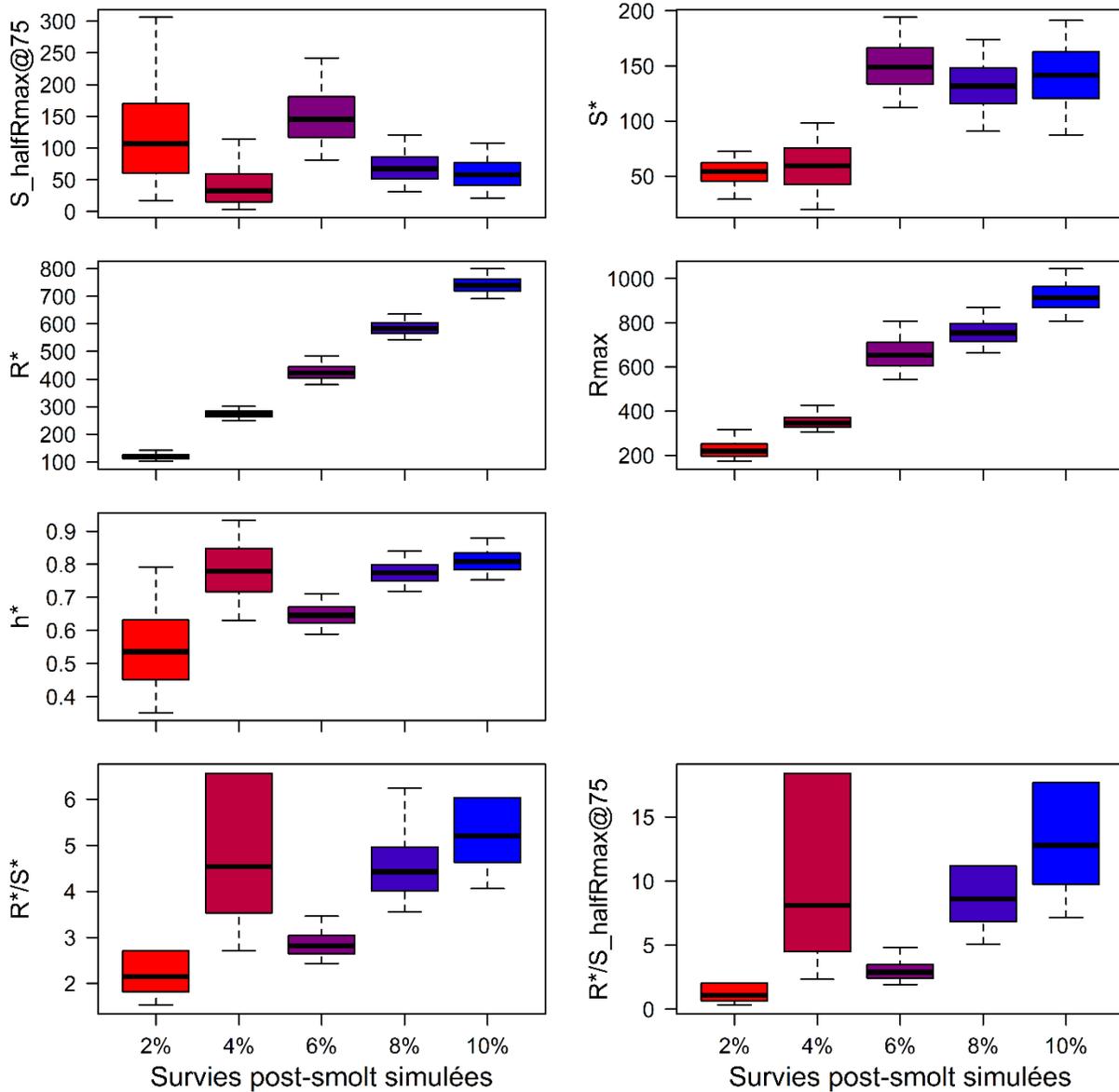


Figure 2a. Distributions a posteriori de valeurs de référence sélectionnées à partir de l'ajustement d'une fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à des séries chronologiques simulées de géniteurs et de retours générées en utilisant cinq niveaux de survie stationnaire post- saumoneau en mer. Les diagrammes de quartiles montrent l'intervalle du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile sous forme de quartiles, l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile sous forme de boîtes et la médiane sous forme de ligne horizontale dans chaque boîte. La méthode de simulation des données, les données simulées et les ajustements sont présentés à l'annexe 1.

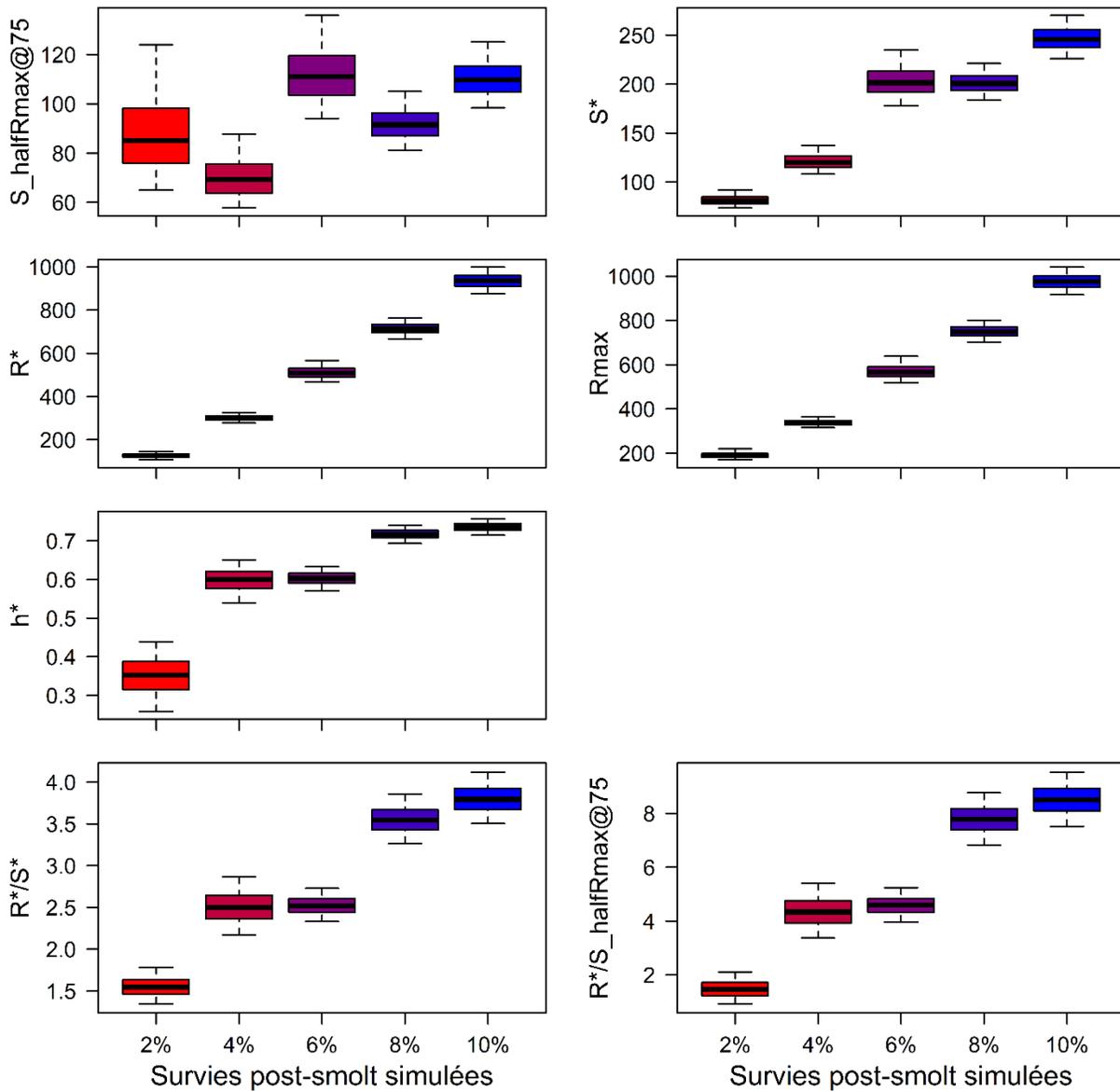


Figure 2b. Distributions a posteriori de valeurs de référence sélectionnées à partir de l'ajustement d'une fonction de stock-recrutement de Ricker à des séries chronologiques simulées de géniteurs et de retours générées en utilisant cinq niveaux de survie stationnaire post- saumoneau en mer. Les diagrammes de quartiles montrent l'intervalle du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile sous forme de quartiles, l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile sous forme de boîtes et la médiane sous forme de ligne horizontale dans chaque boîte. La méthode de simulation des données, les données simulées et les ajustements sont présentés à l'annexe 1.

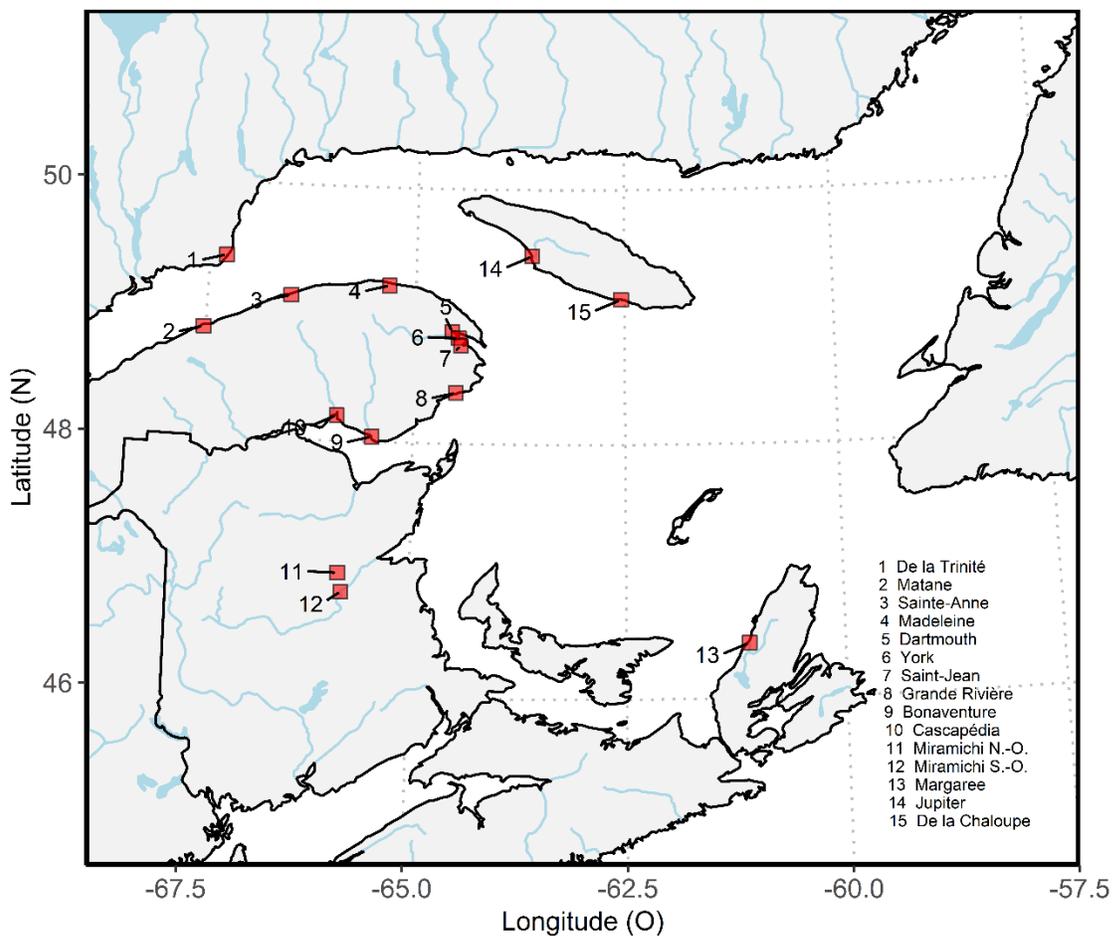


Figure 3. Emplacement géographique des rivières avec les données reconstituées de stock-recrutement d'adulte à adulte analysées dans cette étude. Les branches nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi ont une confluence commune dans les eaux de marée et deviennent la rivière Miramichi, mentionnée dans le document.

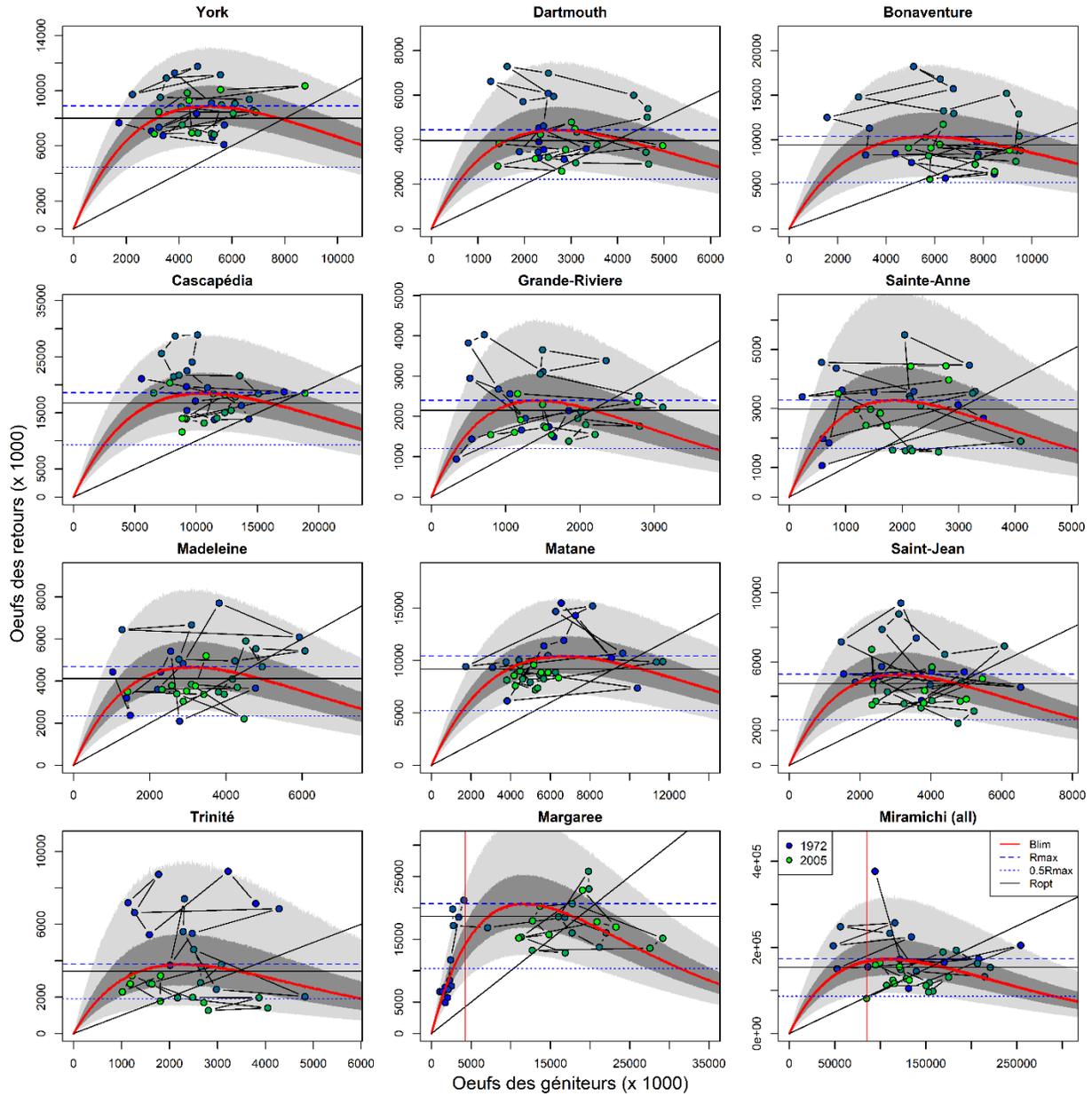


Figure 4. Ajustements des fonctions de stock-recrutement de Ricker (hiérarchiques) à la série chronologique d'œufs à œufs pour les 10 rivières du Québec et deux rivières de la région du Golfe du MPO, cohortes de 1972 (bleu foncé) à 2015 (vert pâle) (voir le tableau 4 pour les cohortes propres à chaque rivière). Le total des œufs dans les géniteurs (axe horizontal) et dans les retours (axe vertical) par cohorte est exprimé en milliers d'œufs. La courbe rouge épaisse correspond à la relation stock-recrutement médiane de Ricker, les zones gris foncé et gris pâle correspondent aux enveloppes interquartiles des 25<sup>e</sup> à 75<sup>e</sup> et des 2,5<sup>e</sup> à 97,5<sup>e</sup>, respectivement. La ligne diagonale noire représente la ligne 1:1, la ligne horizontale noire correspond à  $R^*$ , et les lignes horizontales bleues pointillées et en pointillés correspondent à  $R_{max}$  et  $0,5R_{max}$ , respectivement. La ligne rouge verticale correspond au PRL lorsqu'il est disponible.

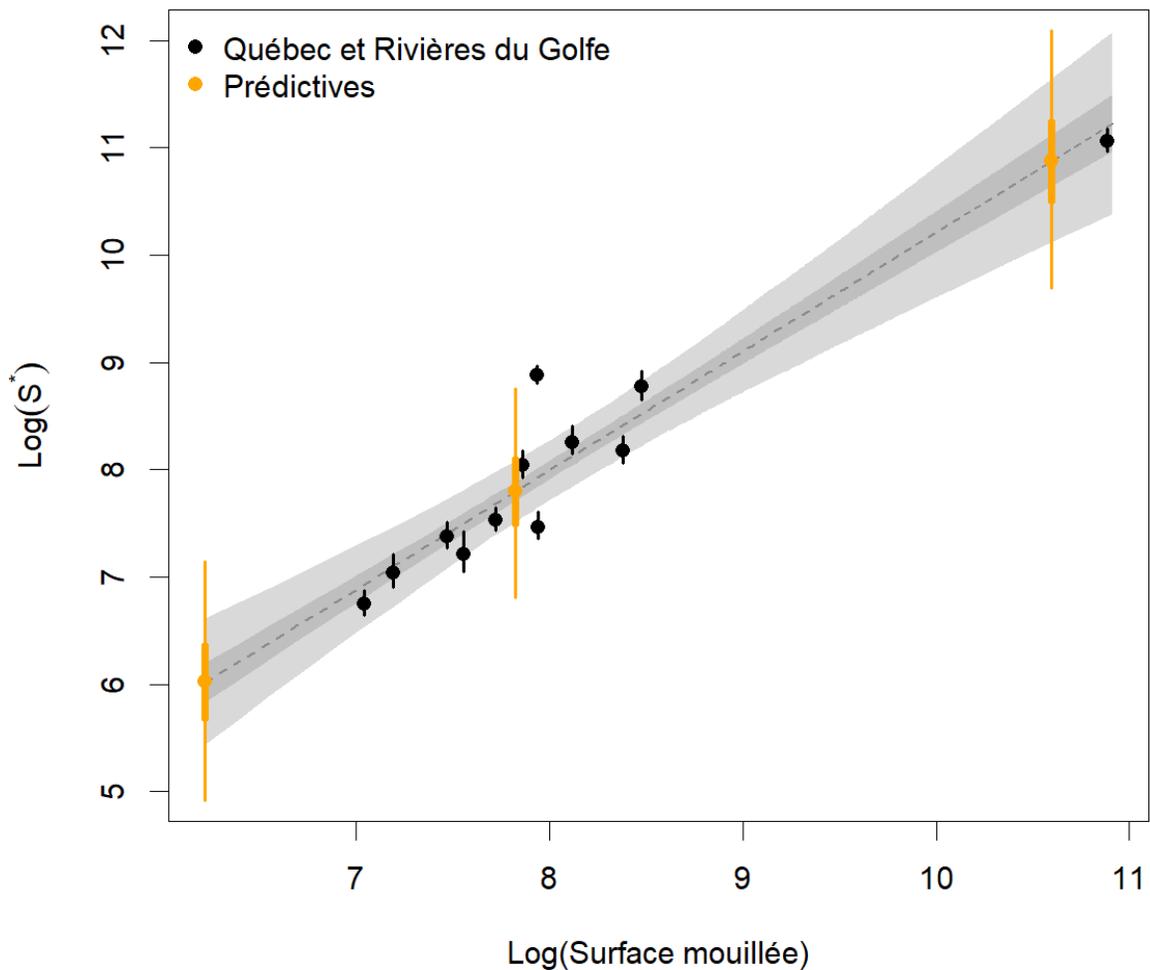


Figure 5. Relation linéaire entre  $\text{Log}(S^*)$  et  $\text{Log}(\text{Superficie mouillée})$  à partir de l'analyse hiérarchique de douze rivières de la région du Golfe du MPO et du Québec (voir figures 3 et 4). La ligne pointillée, et les zones ombrées en gris foncé et en gris pâle correspondent respectivement à la médiane, à l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile et à l'intervalle du 2,5<sup>e</sup> au 97,5<sup>e</sup> percentile. Les points et segments noirs correspondent à la médiane et à l'intervalle du 2,5<sup>e</sup> au 97,5<sup>e</sup> percentile de la distribution a posteriori de  $S^*$  pour les rivières individuelles. Les points et segments orange correspondent à la médiane, à l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile et à l'intervalle du 2,5<sup>e</sup> au 97,5<sup>e</sup> percentile de la distribution prédictive a posteriori de  $S^*$  pour trois rivières dont la superficie mouillée est de 500, 2500 et 40 000 m<sup>2</sup>.

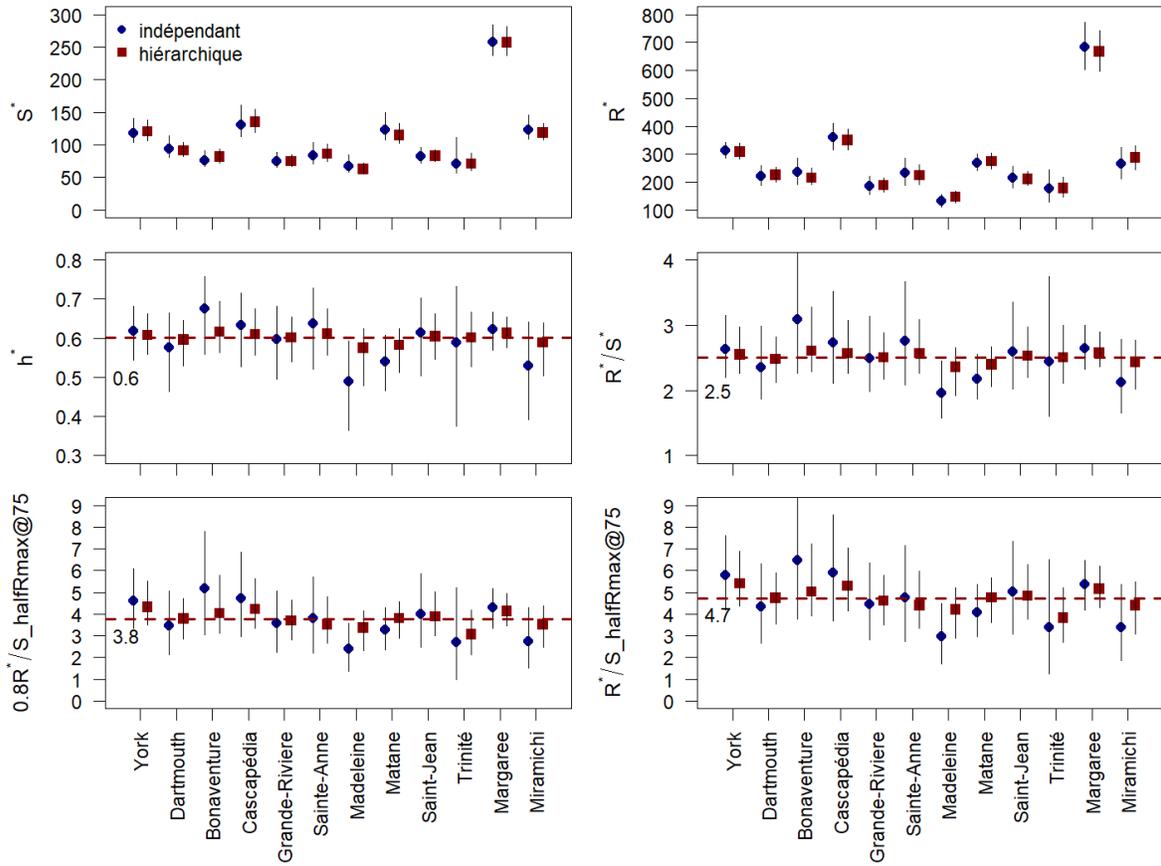


Figure 6. Sommaire a posteriori (médiane sous forme de symbole, intervalle du 2,5<sup>e</sup> au 97,5<sup>e</sup> percentile sous forme de barres verticales) de  $S^*$  et  $R^*$  (œufs par 100 m<sup>2</sup>), de  $h^*$  et de différents ratios provenant des ajustements des modèles indépendants et hiérarchiques à la fonction de stock-recrutement de Ricker pour dix rivières du Québec et deux rivières du Golfe (Margaree et Miramichi) pour les cohortes de 1972 à 2015. Les lignes horizontales en pointillés rouges et les chiffres correspondent aux valeurs moyennes entre les rivières à partir de l'ajustement hiérarchique.

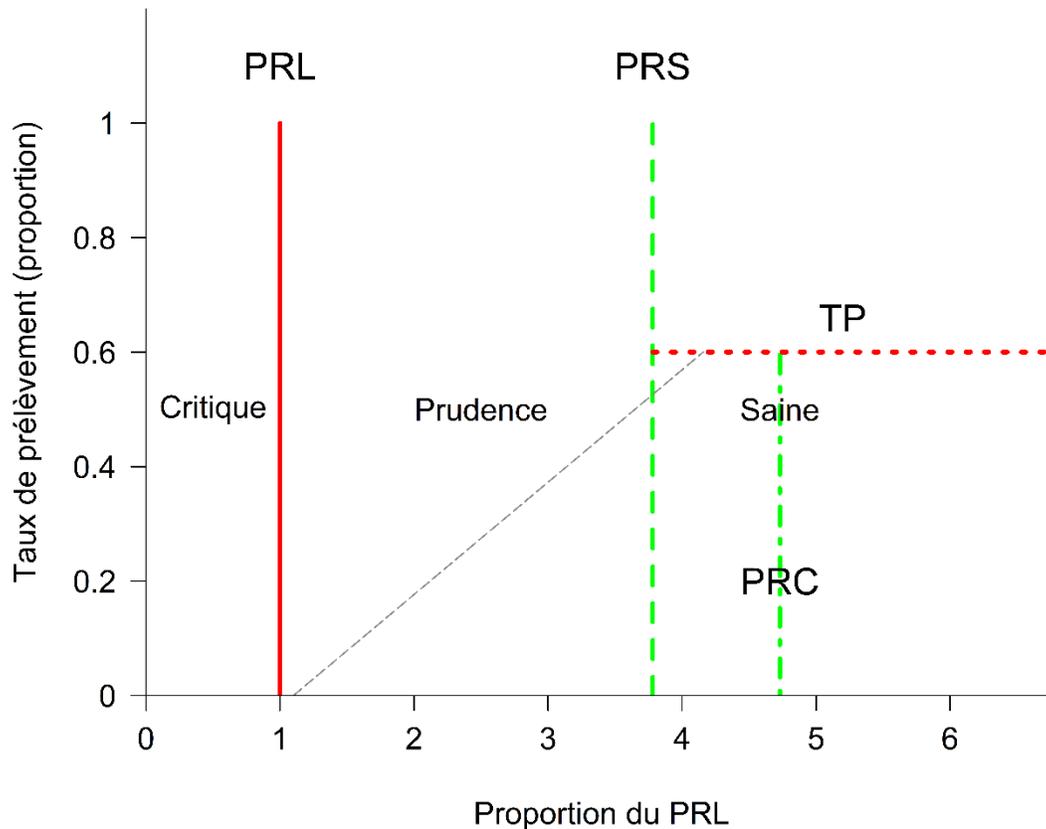


Figure 7. Tracé AP des points de référence et des trois zones d'état pour le saumon atlantique des rivières de la région du Golfe du MPO. Les acronymes utilisés dans le tracé sont : PRL = point de référence limite, PRS = point de référence supérieur du stock ( $3,78 \cdot PRL$ ), PRC = point de référence cible ( $4,73 \cdot PRL$ ), et Niveau de prélèvement de référence (NPR) (0,60). L'axe de l'état des stocks est représenté en proportion du PRL. La ligne diagonale en pointillés gris pâle illustre une règle de décision sur les prises candidate avec un déclin linéaire ancré par deux points de contrôle opérationnels qui sont décalés du PRL et du PRS pour tenir compte des incertitudes dans les abondances estimées avant la pêche.

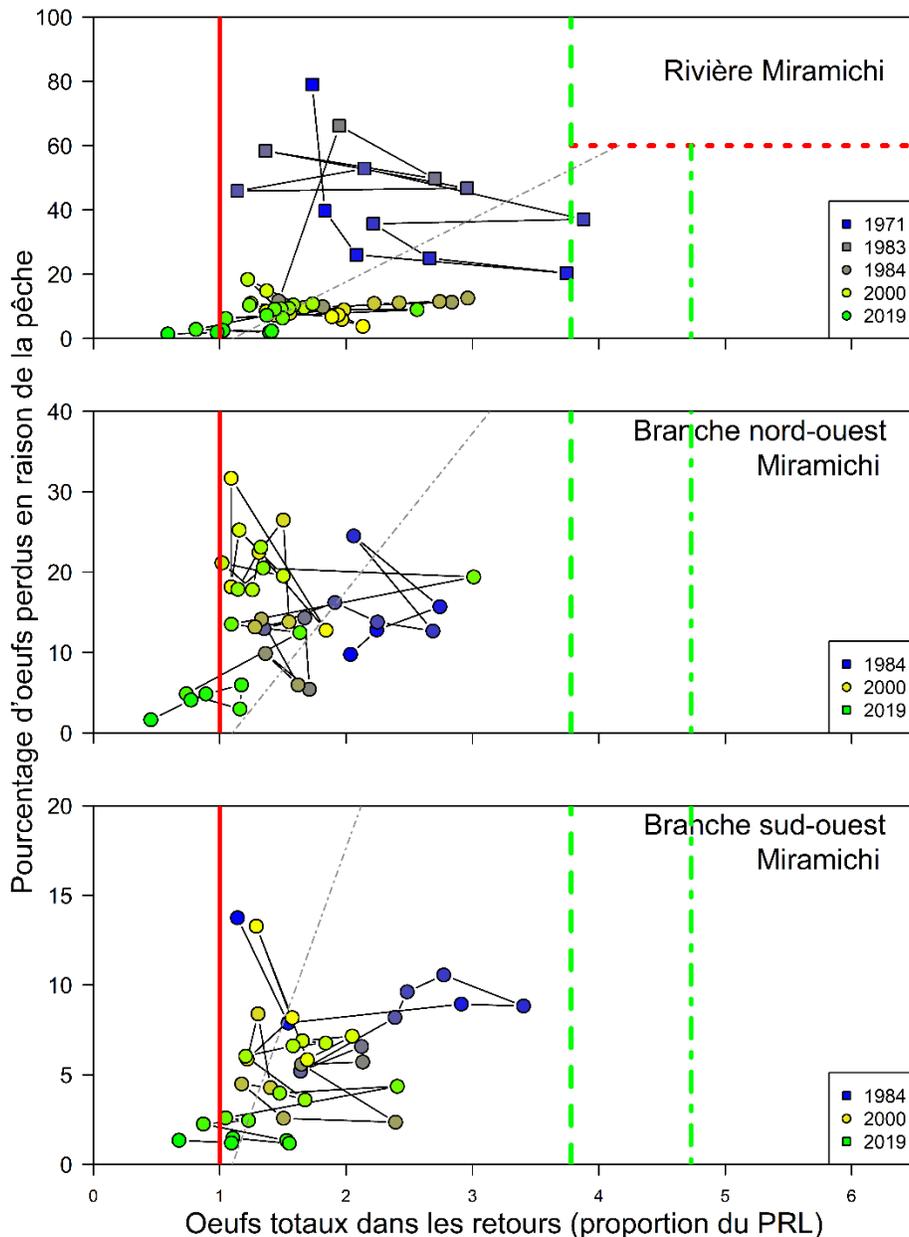


Figure 8. Pourcentages d'œufs perdus en raison de la pêche et estimations ponctuelles des œufs dans les retours totaux (avant la pêche) pour l'ensemble de la rivière Miramichi (en haut; 1971 à 2019), de la branche nord-ouest de la rivière Miramichi (au milieu; 1984 à 2019) et de la branche sud-ouest de la rivière Miramichi (en bas; 1984 à 2019). Les œufs totaux dans les retours correspondent à une proportion du PRL propre à la rivière. La ligne rouge pleine verticale représente le PRL, la ligne verte pointillée verticale représente le PRS et la ligne verte pointillée verticale représente le PRC. Le niveau de prélèvement de référence (NPR) maximal de référence de 60 % est indiqué dans le graphique supérieur sous la forme d'une ligne rouge pointillée horizontale, mais il est hors échelle dans les graphiques du milieu et du bas. À titre d'illustration, la ligne diagonale en pointillés gris pâle de chaque graphique est un exemple de règle de décision sur les prises candidate avec un déclin linéaire ancré par deux points de contrôle opérationnels qui sont décalés de 10 % par rapport au PRL et au PRS pour tenir compte des incertitudes dans les abondances estimées avant la pêche.

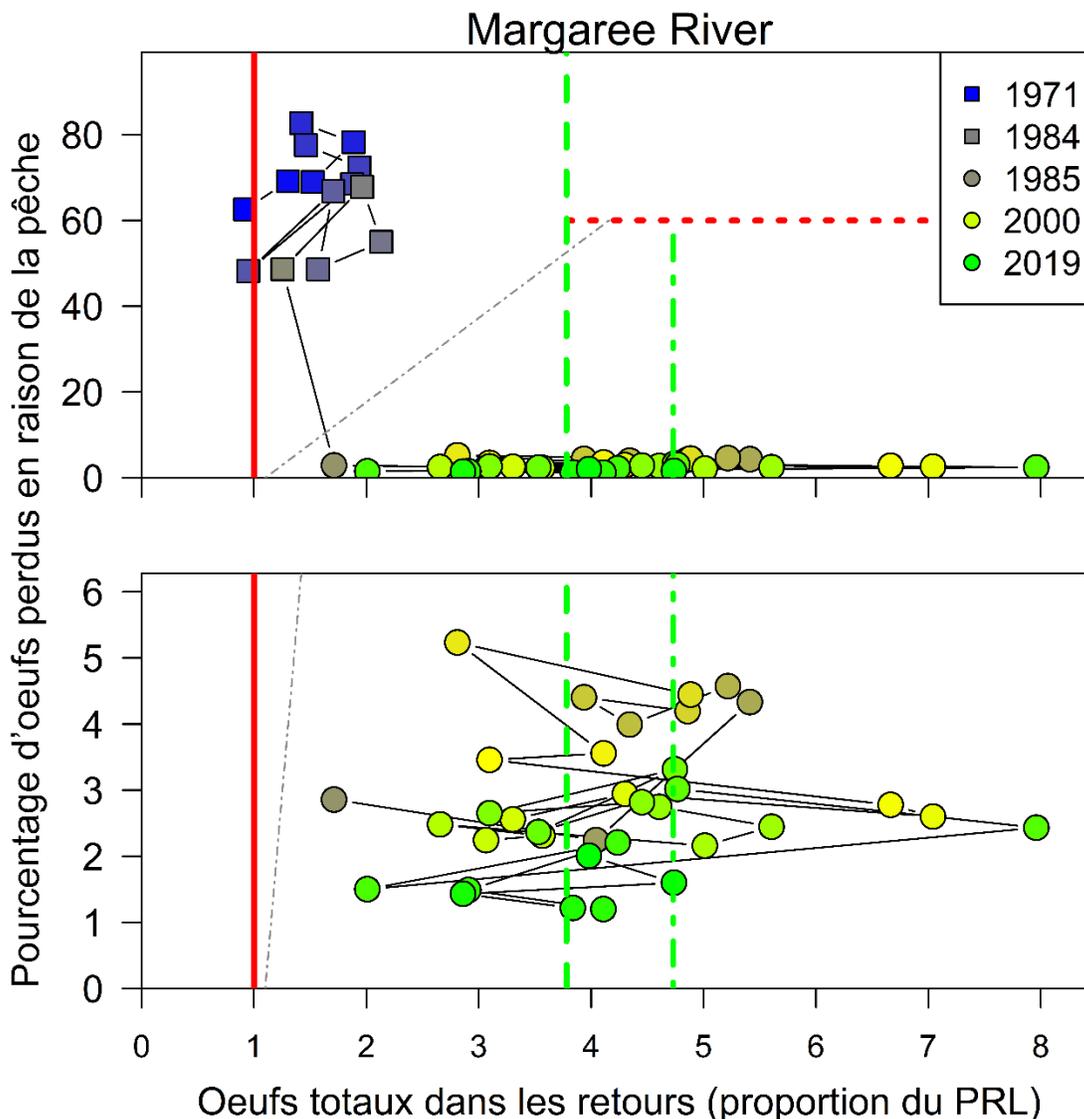


Figure 9. Pourcentages d'œufs perdus en raison de la pêche et estimations ponctuelles des œufs dans les retours totaux (avant la pêche) pour la rivière Margaree, de 1971 à 2019 (graphique supérieur) et de 1985 à 2019 (graphique inférieur). Les œufs totaux dans les retours correspondent à une proportion du PRL de la rivière Margaree. La ligne rouge pleine verticale représente le PRL, la ligne verte pointillée verticale représente le PRS et la ligne verte pointillée verticale représente le PRC. Le niveau de prélèvement de référence (NPR) maximal de référence de 60 % est indiqué dans le graphique supérieur sous la forme d'une ligne rouge pointillée horizontale, mais il est hors échelle dans le graphique inférieur. À titre d'illustration, la ligne diagonale en pointillés gris pâle de chaque graphique est un exemple de règle de décision sur les prises candidate avec un déclin linéaire ancré par deux points de contrôle opérationnels qui sont décalés de 10 % par rapport au PRL et au PRS pour tenir compte des incertitudes dans les abondances estimées avant la pêche.

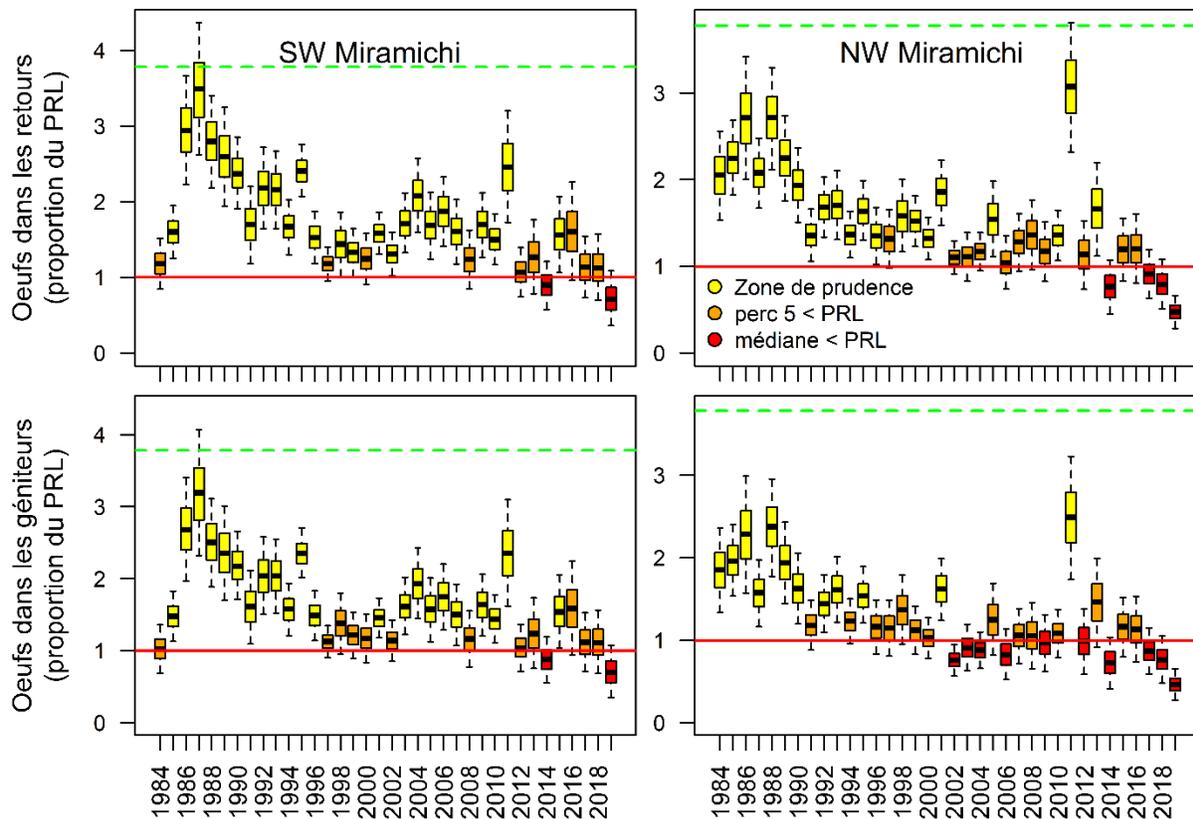


Figure 10. Série chronologique des distributions a posteriori des œufs estimés dans les retours (rangée supérieure) et des œufs dans les généteurs (rangée inférieure) en tant que proportion du PRL propre à la rivière pour la branche sud-ouest de la rivière Miramichi (colonne de gauche) et la branche nord-ouest de la rivière Miramichi (colonne de droite), de 1984 à 2019. Les diagrammes de quartiles montrent l'intervalle du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile sous forme de quartiles, l'intervalle du 25<sup>e</sup> au 75<sup>e</sup> percentile sous forme de boîtes et la médiane sous forme de ligne horizontale dans chaque boîte. Les diagrammes de quartiles sont ombrés pour correspondre à la probabilité que les œufs estimés soient inférieurs au PRL : le jaune représente la zone de prudence (5<sup>e</sup> percentile > PRL et médiane < PRS), l'orange correspond au 5<sup>e</sup> percentile de l'estimation qui est inférieur au PRL, et le rouge correspond à la médiane qui est inférieure au PRL. La ligne horizontale rouge représente le PRL, la ligne horizontale pointillée verte représente le PRS. Le PRC est hors échelle dans tous les graphiques.

---

## ANNEXES

### ANNEXE 1. SIMULATION POUR ÉVALUER LA MÉTHODE DE RATIO POUR TRANSPOSER LE PRL AU PRS

Le cycle de vie du saumon atlantique a été simulé en commençant par une relation entre l'œuf et le saumoneau pour modéliser le stade dépendant de la densité dans l'eau douce, puis la phase marine et le retour des poissons matures dans la rivière. Cinq jeux de données sur les œufs dans les géniteurs et les œufs dans les retours par cohorte ont été générés, en supposant différentes valeurs de taux de survie dans la première année en mer pour chaque jeu de données simulées. Les jeux de données d'œuf à œuf qui en résultent ont été ajustés aux fonctions de stock-recrutement de Beverton-Holt et de Ricker et les points de référence ont été calculés à partir des estimations des paramètres de chacune d'elles, comme décrits dans le texte.

#### Phase d'eau douce

La dynamique de l'œuf au saumoneau dépendante de la densité a été modélisée à l'aide d'une fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt. Une valeur annuelle unique de saumoneaux (par 100 m<sup>2</sup>) produits par cohorte est tirée d'une distribution log-normale :

$$Smolts_t \sim rlnorm(1, \log \cdot u_t, \sigma)$$

avec

$$\log u_t = \log(\alpha) + \log(Eggs_t) - \log\left(1 + \frac{\alpha}{R_{max}} Eggs_t\right) \text{ et}$$

$Eggs_t$  en unités d'œufs par 100 m<sup>2</sup>.

Les valeurs des paramètres de la relation de Beverton-Holt ont été tirées de Chaput *et al.* (2015) en supposant l'absence d'habitat lacustre pour la production de saumoneaux ( $R_{max} = 3,9$  saumoneaux par 100 m<sup>2</sup>),  $\alpha$  la pente à l'origine correspondant à une population de saumons avec 90 % des œufs apportés par les grands saumons ( $\alpha = 0,088$ ), et  $\sigma$  comme écart-type (échelle logarithmique) (médiane = 0,317).

Les saumoneaux d'une année de ponte ont été attribués à une année de migration des saumoneaux sur la base d'une proportion fixe de smoltification aux âges 2, 3 et 4 ans et élevés à la migration des saumoneaux de la rivière par la zone d'habitat de la rivière dans la simulation.

$$Sm_{t+a+1} = Smolt_t * p\_Sm_a * zone \text{ d'habitat}$$

avec  $Sm_{t+a+1}$ , le nombre de saumoneaux d'âge a migrant l'année t+a+1,

a, l'âge des saumoneaux à la migration (2,3,4),

$p\_Sm_a$ , la proportion d'une cohorte smoltifiant à l'âge a, et

zone d'habitat, la zone mouillée de la rivière prise comme le nombre d'unités (100 m<sup>2</sup>) d'habitat dans la branche nord-ouest de la rivière Miramichi (167 877 unités).

La proportion de saumoneaux selon l'âge provenant d'une cohorte a été fixée à 0,40, 0,55 et 0,05 pour les âges 2 à 4, respectivement.

#### Phase marine

La phase marine comprend des retours en tant que saumon plus âgé pour deux années en mer (UBM, DBM) et un événement de multifrai.

$$N.1SW_{t+a+2} = Sm_{t+a+1} * S_{postSmolt_{t+a+1}} * p_{mat1SW}$$

$$N.2SW_{t+a+3} = Sm_{t+a+1} * S_{postSmolt_{t+a+1}} * (1 - p_{mat1SW}) * S_{2SW}$$

avec  $N.1SW_{t+a+2}$ ;  $N.2SW_{t+a+3}$ , le retour de saumon plus âgé UBM dans l'année t+a+2 et du saumon plus âgé DBM dans l'année t+a+3, respectivement,

$S_{postSmolt_{t+a+1}}$  le taux de survie d'un post- saumoneau lors de sa première année en mer, l'année t+a+1 (année de migration du saumoneau) et analogue, quel que soit le calendrier de maturation,

$p_{mat1SW}$  est la proportion de saumoneaux arrivant à maturité après un an en mer, et

$S_{2SW}$ , la survie des saumons non matures UBM au cours de la deuxième année en mer.

Cinq séries de taux de survie stationnaire post- saumoneau ont été considérées, avec des valeurs moyennes de 2 %, 4 %, 6 %, 8 % et 10 %. La variabilité des survies annuelles en mer a été simulée en utilisant une distribution normale sur l'échelle logit avec un coefficient de variation de 0,10.

Dans tous les cas,  $S_{2SW}$  a été fixé à 72 % et  $p_{mat1SW}$  a été fixé à 0,6.

Un événement de multifrai est inclus pour chaque groupe d'âge en mer plus âgé, en tant que frai consécutif (C) ou alternant (A).

$$N.1SW_{t+a+3}^C = N.1SW_{t+a+2} * (1 - ER_{t+a+2}^{Small}) * S_{rep1SW} * p_{cons1SW}$$

$$N.1SW_{t+a+4}^A = N.1SW_{t+a+2} * (1 - ER_{t+a+2}^{Small}) * S_{rep1SW} * (1 - p_{cons1SW}) * S_{repAlt}$$

$$N.2SW_{t+a+4}^C = N.2SW_{t+a+3} * (1 - ER_{t+a+3}^{Large}) * S_{rep2SW} * p_{cons2SW}$$

$$N.2SW_{t+a+5}^A = N.2SW_{t+a+3} * (1 - ER_{t+a+3}^{Large}) * S_{rep2SW} * (1 - p_{cons2SW}) * S_{repAlt}$$

avec

$N.1SW_{t+a+3}^C$  et  $N.2SW_{t+a+4}^C$ , les retours consécutifs de saumons matures UBM et DBM respectivement;

$N.1SW_{t+a+4}^A$  et  $N.2SW_{t+a+5}^A$ , les retours alternants de saumons matures UBM et DBM respectivement;

$N.1SW_{t+a+2}$  et  $N.2SW_{t+a+3}$ , tel qu'il est indiqué ci-dessus;

$ER_{t+a+2}^{Small}$  et  $ER_{t+a+2}^{Large}$ , le taux d'exploitation dans les activités de pêche en rivière pour les petits saumons (< 63 cm de longueur à la fourche) et les grands saumons (>= 63 cm de longueur à la fourche), respectivement;

$S_{rep1SW}$  et  $S_{rep2SW}$ , le taux de survie des saumons après le frai pendant la période initiale en mer (0,10 et 0,30, respectivement);

$S_{repAlt}$ , le taux de survie des géniteurs alternants pendant l'année complète de reconditionnement en mer (0,6); et

$p_{cons1SW}$  et  $p_{cons2SW}$ , la proportion de saumons après le frai qui deviennent des géniteurs multifrai consécutif, fixée à 0,7 pour les deux groupes d'âge en mer.

L'exploitation des saumons de retour a été incluse pour générer des contrastes dans les abondances de géniteurs. Les taux d'exploitation propres à chaque groupe de taille peuvent être simulés, mais dans cette analyse, ils étaient les mêmes pour les petits et les grands

saumons. Le taux d'exploitation a été ajusté en fonction des paramètres d'effort et de capturabilité, avec un facteur d'augmentation de l'effort pour chaque scénario de survie en mer :

$$ER_{x_t} = 1 - e^{-q * E_t * Escal_{e_x}} \text{ avec}$$

$ER_{x_t}$  = le taux d'exploitation [0, 1] pour le scénario x de survie en mer et l'année t de la simulation;

q = capturabilité par unité d'effort fixée à 0,10;

$E_t$  = unités d'effort, tirées de distributions uniformes pour trois périodes (50 ans chacune) avec des gammes de valeurs min à max de 3 à 5, 5 à 7, 1 à 3; et

$Escal_{e_x}$  = facteur d'augmentation pour ajuster l'effort au scénario de survie en mer (0,2, 1,5, 2,25, 2,75, 3).

On a supposé que les saumons UBM plus âgés et les saumons UBM multifrai consécutifs appartenaient au groupe de taille des petits saumons. On a supposé que les saumons DBM plus âgés, les saumons UBM multifrai alternants et les saumons DBM des deux stades multifrai faisaient partie du groupe de taille des grands saumons.

Les retours de petits et grands saumons, par cohorte ( $Ret_y^{sm}$ ,  $Ret_y^{lg}$ ), ont été calculés comme suit :

$$Ret_y^{sm} = \left( \sum_{a=2}^4 N.1SW_{t+a+2} + \sum_{a=2}^4 N.1SW_{t+a+3}^C \right)$$

$$Ret_y^{lg} = \left( \sum_{a=2}^4 N.2SW_{t+a+3} + \sum_{a=2}^4 N.1SW_{t+a+4}^A + \sum_{a=2}^4 N.2SW_{t+a+4}^C + \sum_{a=2}^4 N.2SW_{t+a+5}^A \right)$$

Les géniteurs ont été estimés comme étant des poissons qui ont survécu aux pêches sur la base des saumons de retour. Ces scénarios ne comportent pas d'obligation de remise à l'eau.

Les petits et grands géniteurs, par cohorte ( $Sp_y^{sm}$ ,  $Sp_y^{lg}$ ), ont été calculés comme suit :

$$Sp_y^{sm} = \left( \sum_{a=2}^4 N.1SW_{y,a} + \sum_{a=2}^4 N.1SW_{y,a}^C \right) * (1 - ER_y)$$

$$Sp_y^{lg} = \left( \sum_{a=2}^4 N.2SW_{y,a} + \sum_{a=2}^4 N.1SW_{y,a}^A + \sum_{a=2}^4 N.2SW_{y,a}^C + \sum_{a=2}^4 N.2SW_{y,a}^A \right) * (1 - ER_y)$$

Les œufs dans les retours ( $Eggs_{ret_y}$ ) et les géniteurs ( $Eggs_{sp_y}$ ) par cohorte ont été calculés en utilisant le nombre moyen d'œufs par poisson, soit 867 et 6016 œufs par poisson pour les groupes de taille des petits saumons et des grands saumons, respectivement, correspondant aux caractéristiques des saumons de la branche nord-ouest de la rivière Miramichi (MPO 2018b).

$$Eggs_{ret_y} = Ret_y^{sm} * Eggs_{Small} + Ret_y^{lg} * Eggs_{Large}$$

$$Eggs_{sp_y} = Sp_y^{sm} * Eggs_{Small} + Sp_y^{lg} * Eggs_{Large}$$

## Annexe 1. Résultats

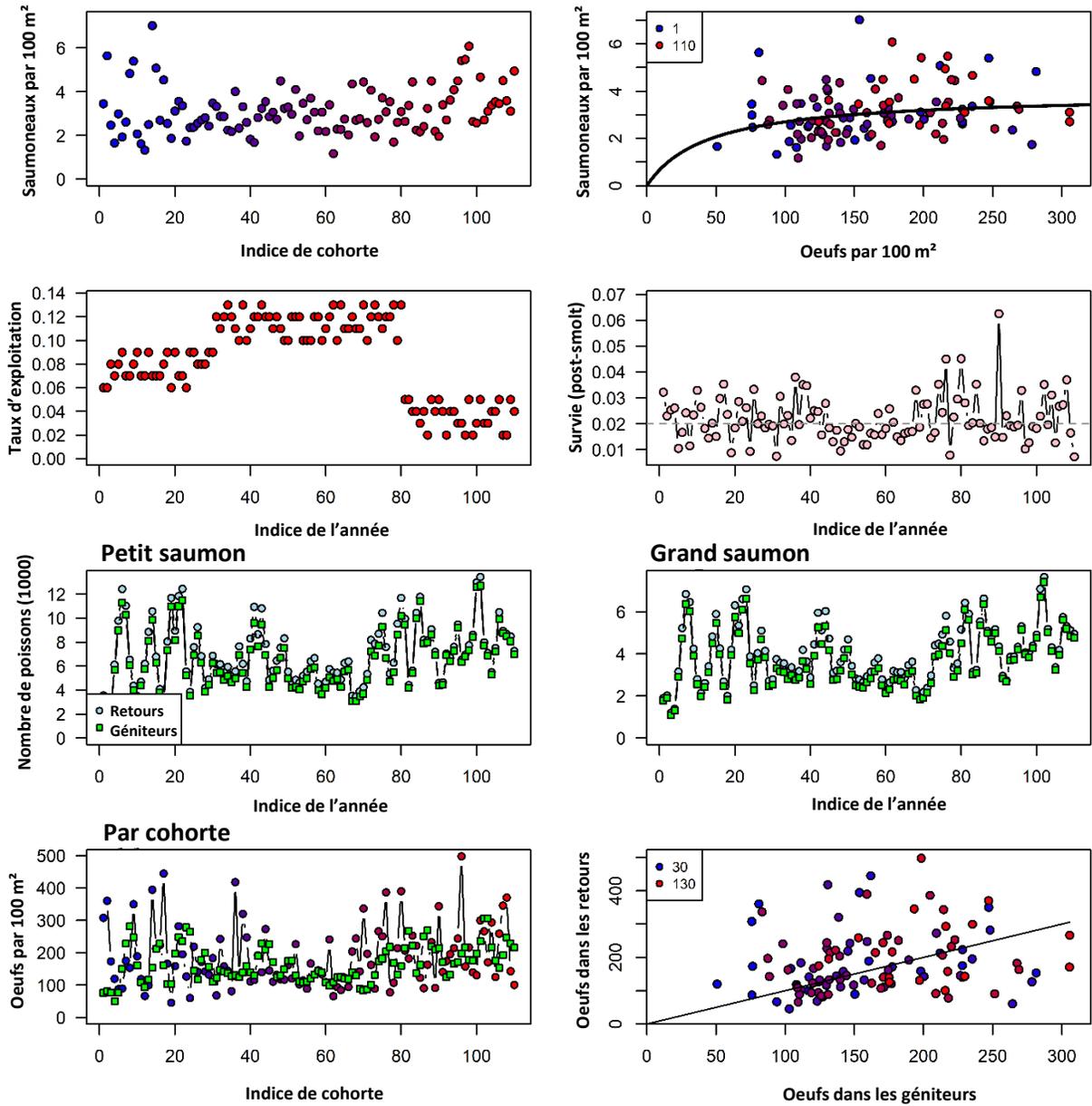


Figure A1.1. Série de données simulées pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 2%.

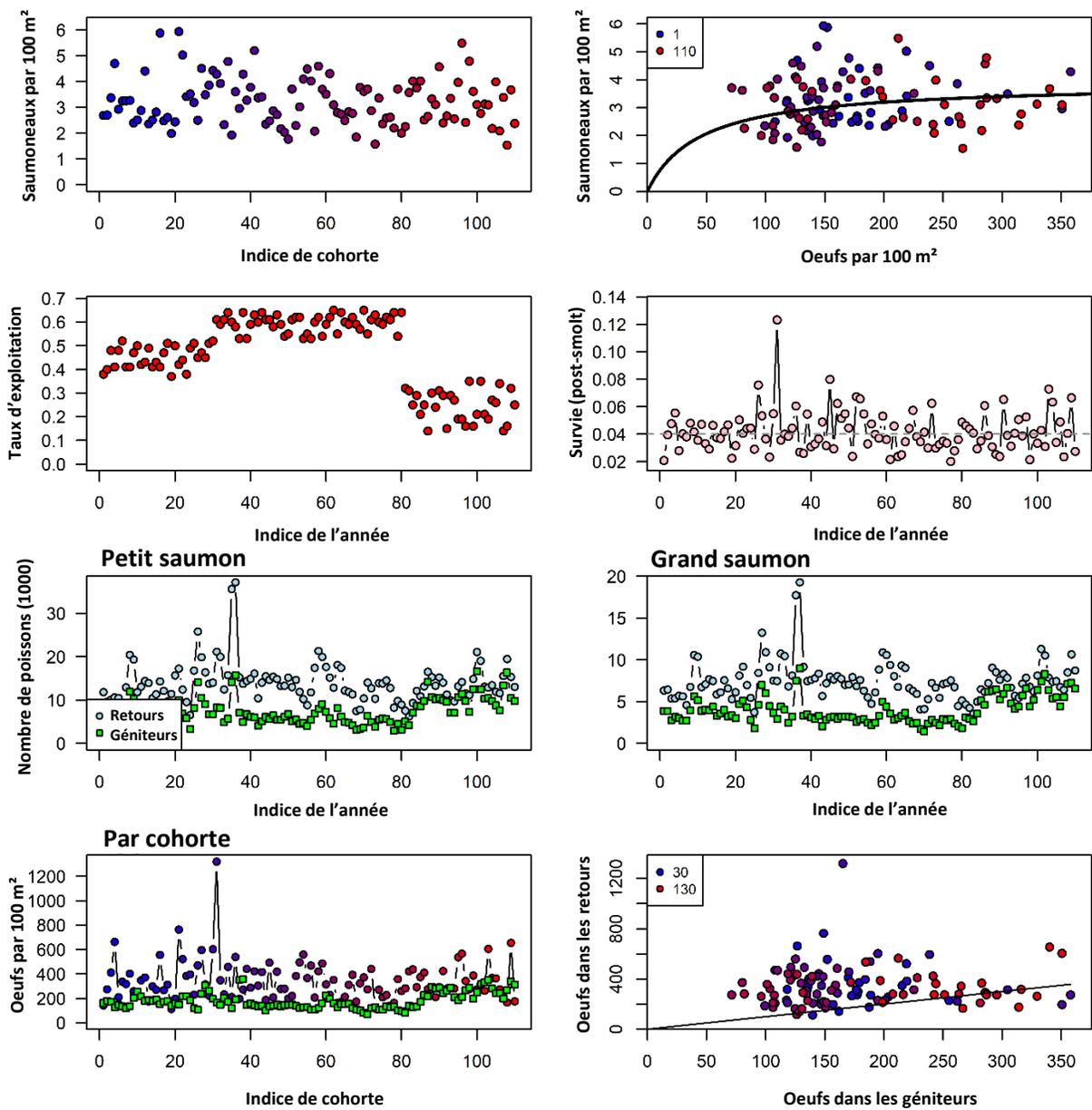


Figure A1 2. Série de données simulées pour une moyenne de survie stationnaire post- saumoneau de 4 %.

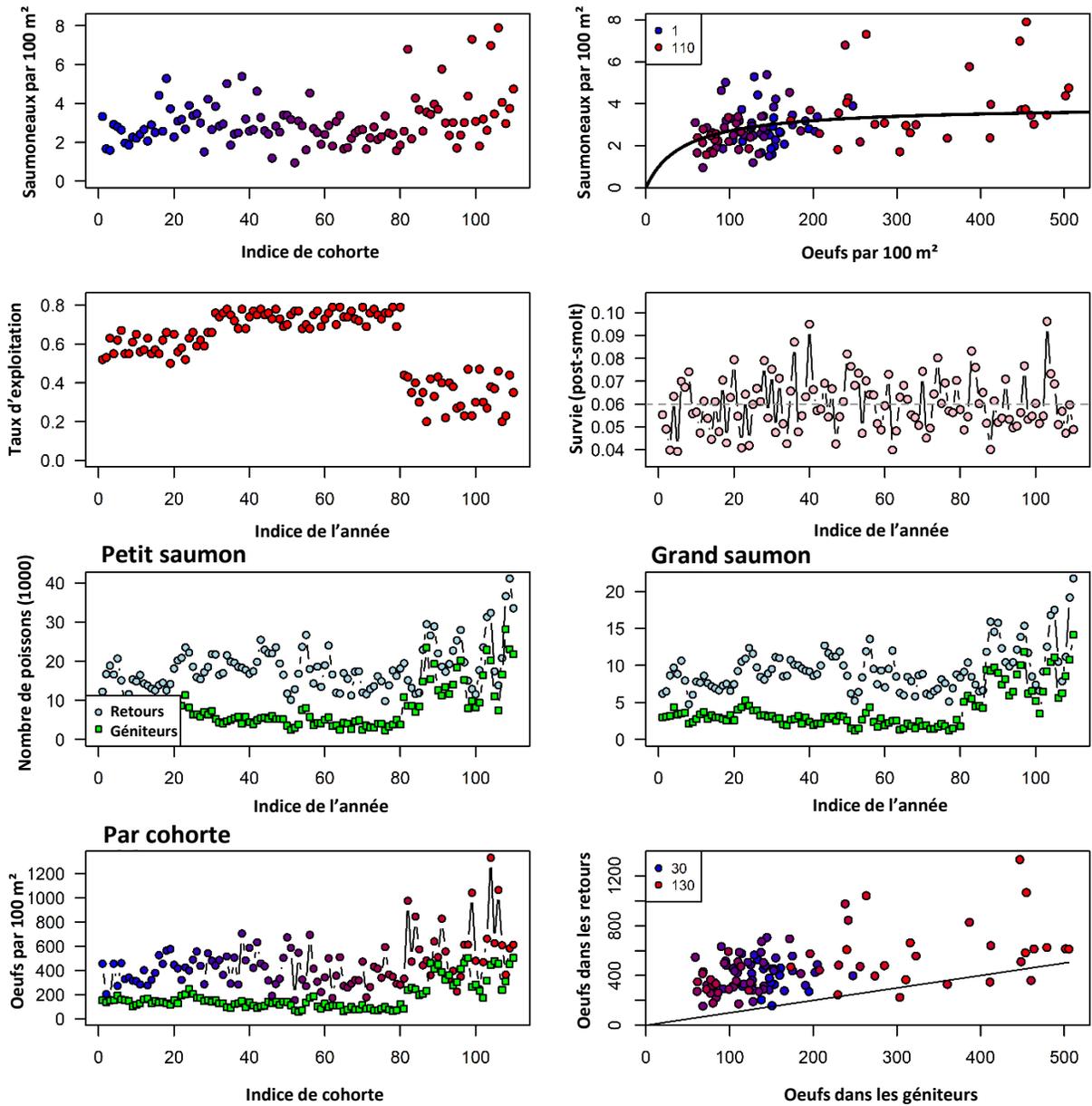


Figure A1.3. Série de données simulées pour un taux moyen de survie stationnaire post- saumoneau de 6 %.

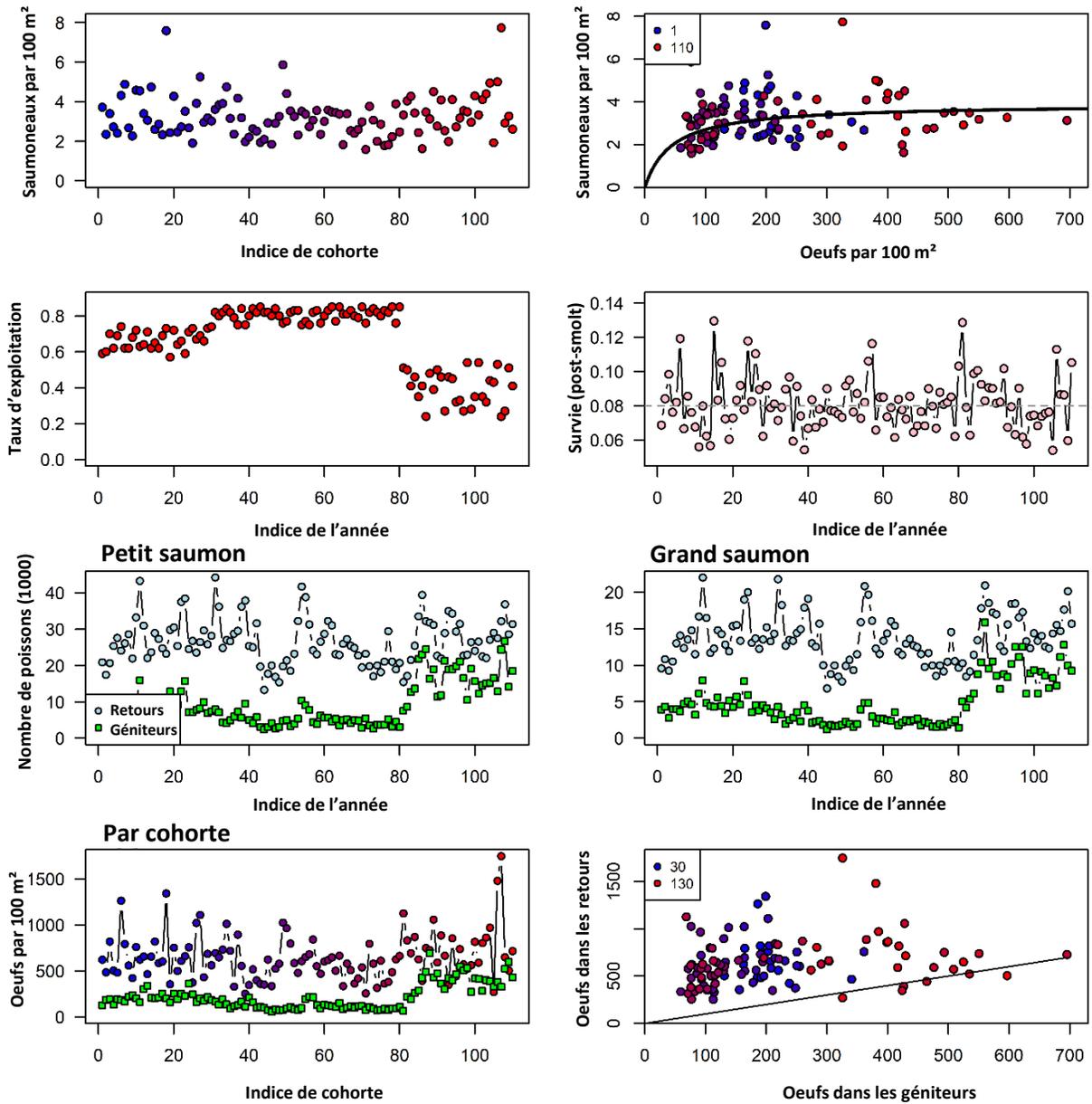


Figure A1.4. Série de données simulées pour un taux moyen de survie stationnaire post- saumoneau de 8 %.

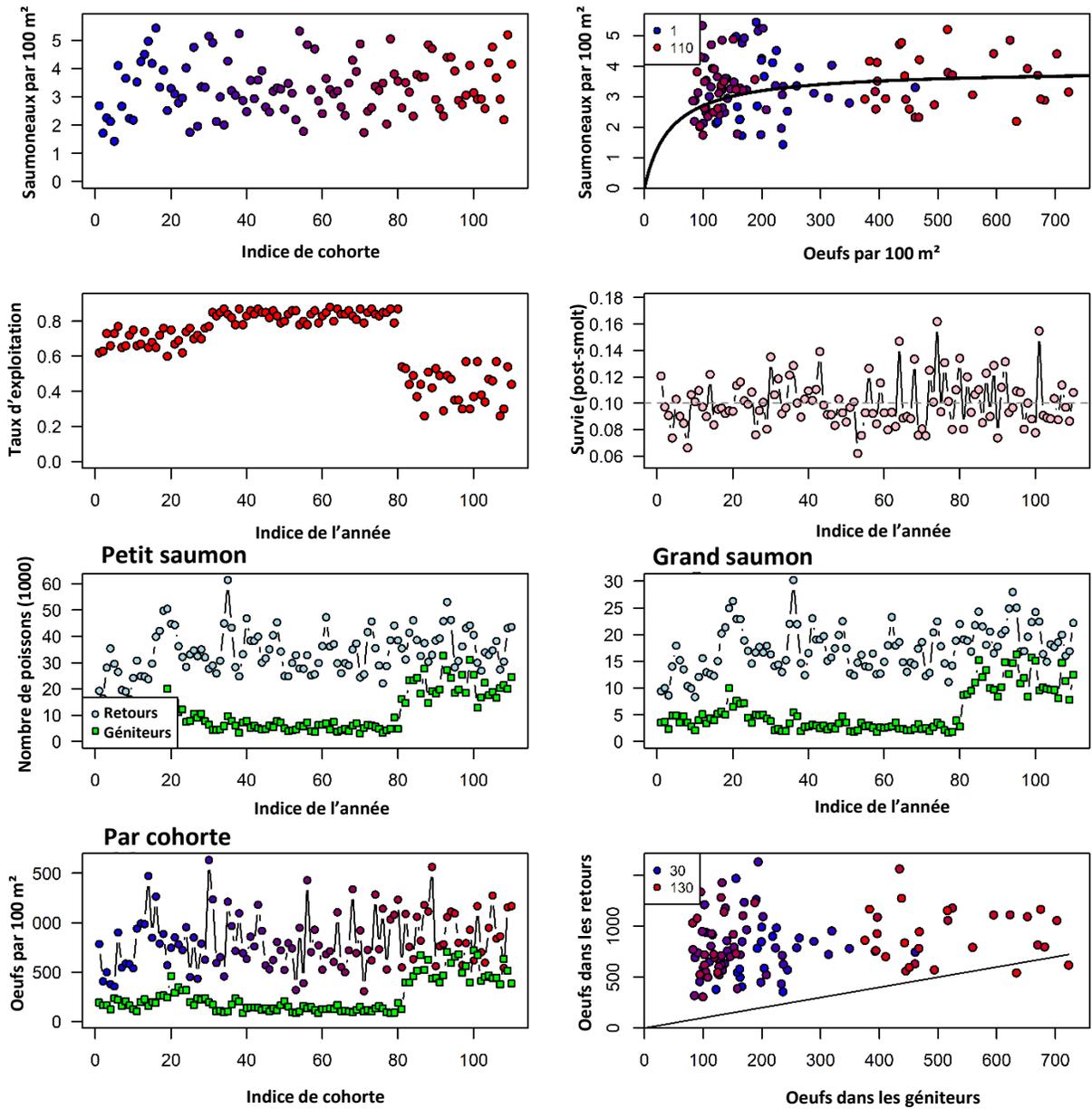


Figure A1.5. Série de données simulées pour un taux moyen de survie stationnaire post- saumoneau de 10 %.

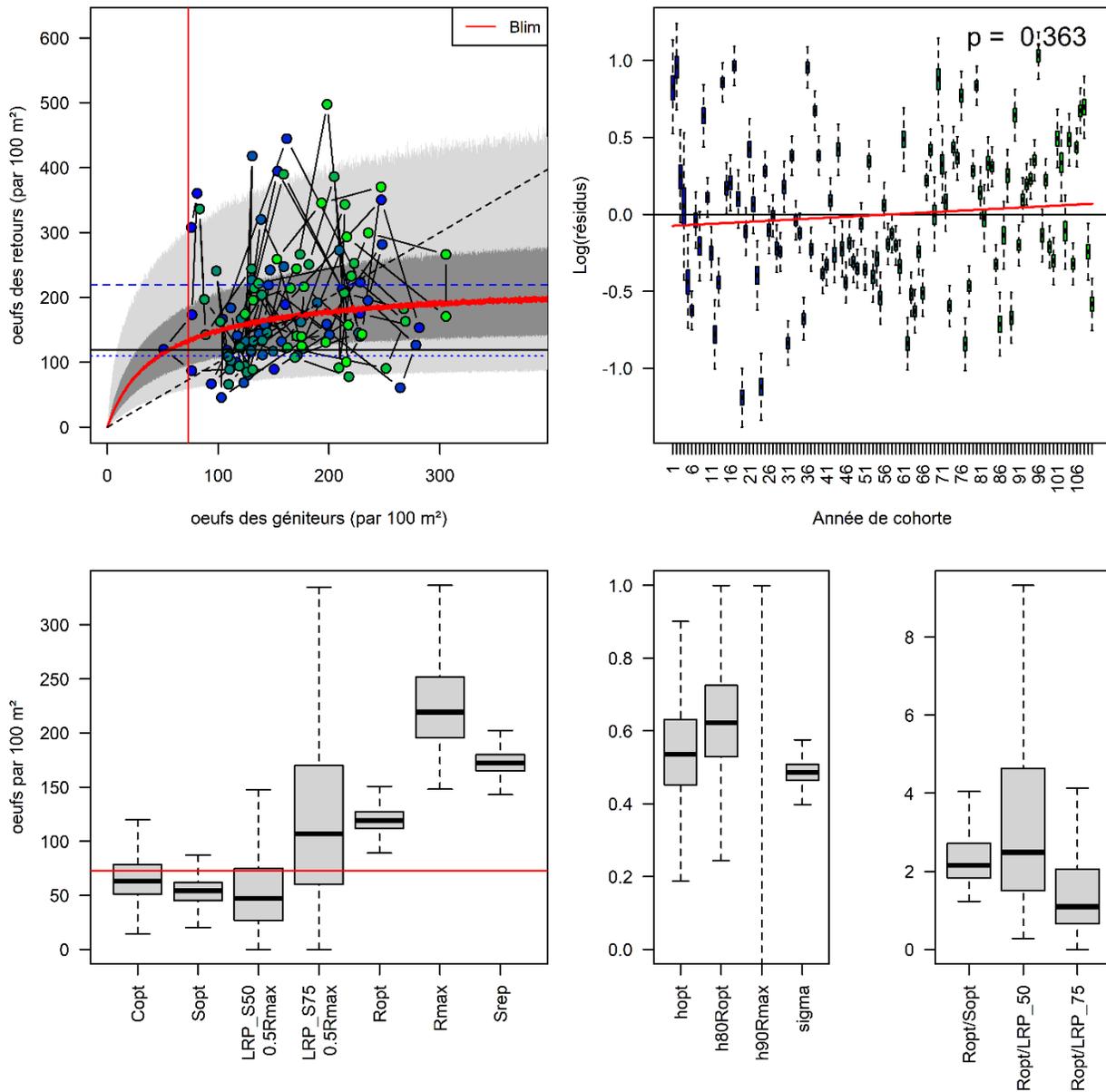


Figure A1.6. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 2 %.

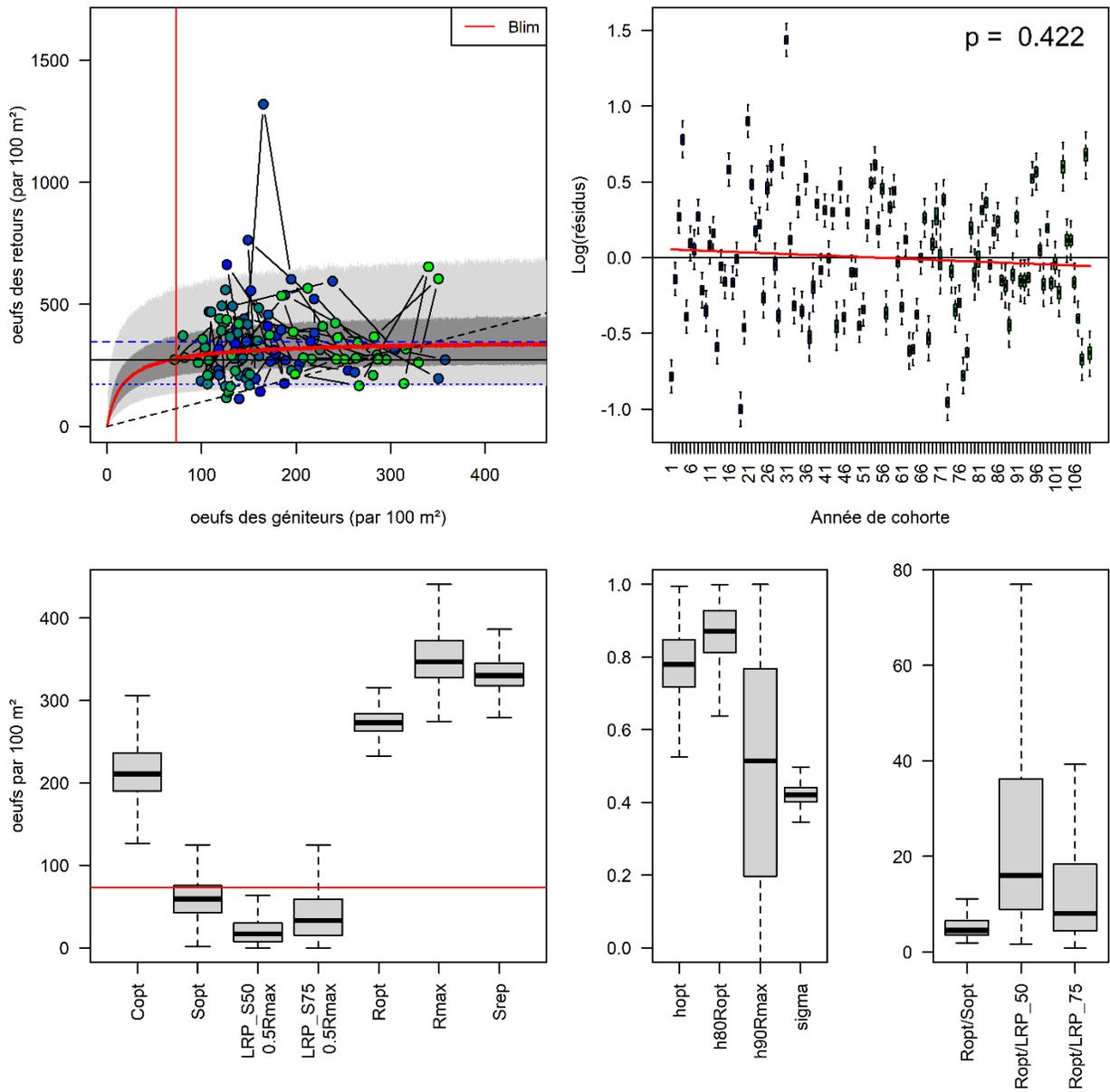


Figure A1.7. Diagnostic et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 4 %.

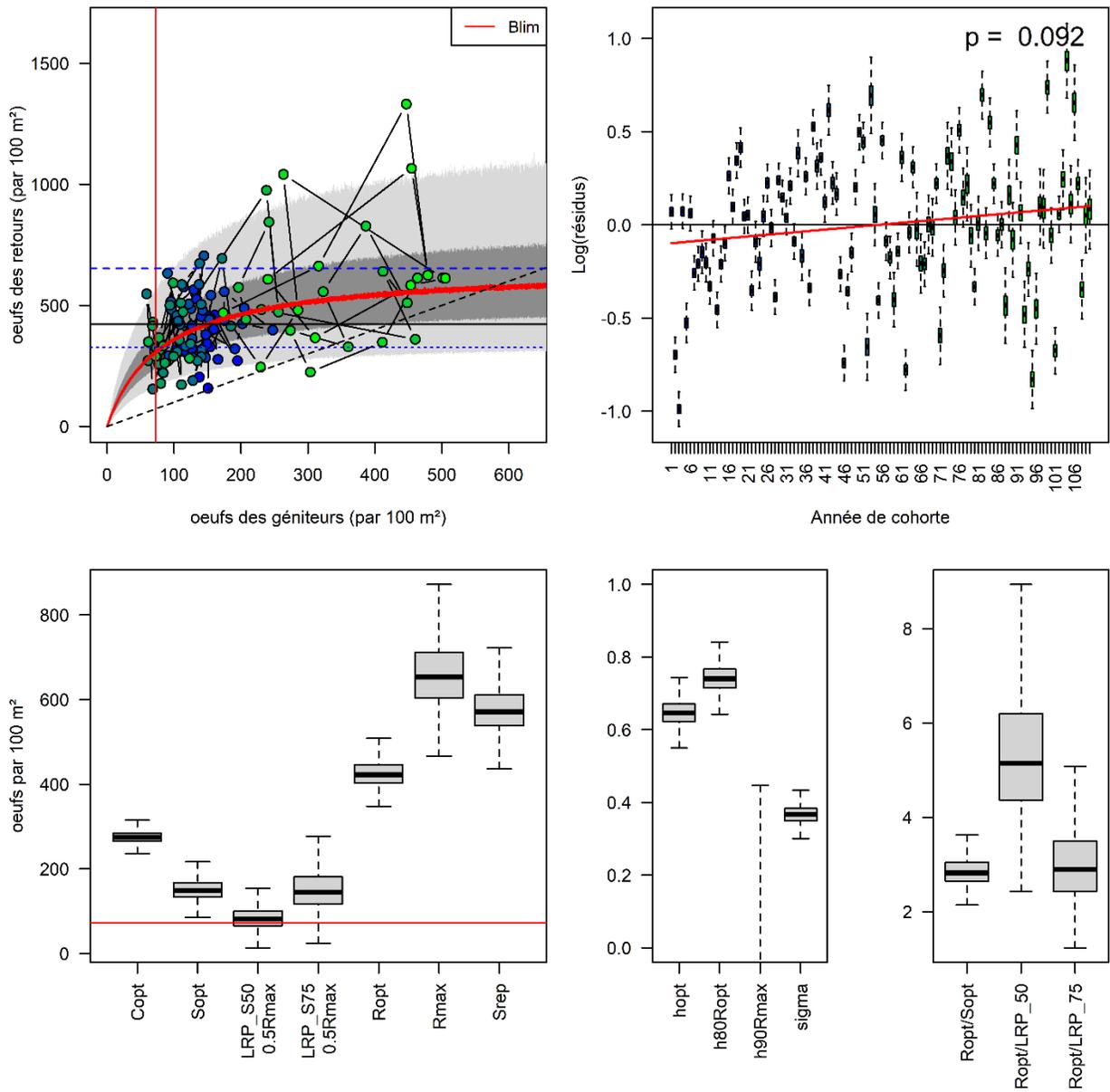


Figure A1.8. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 6 %.

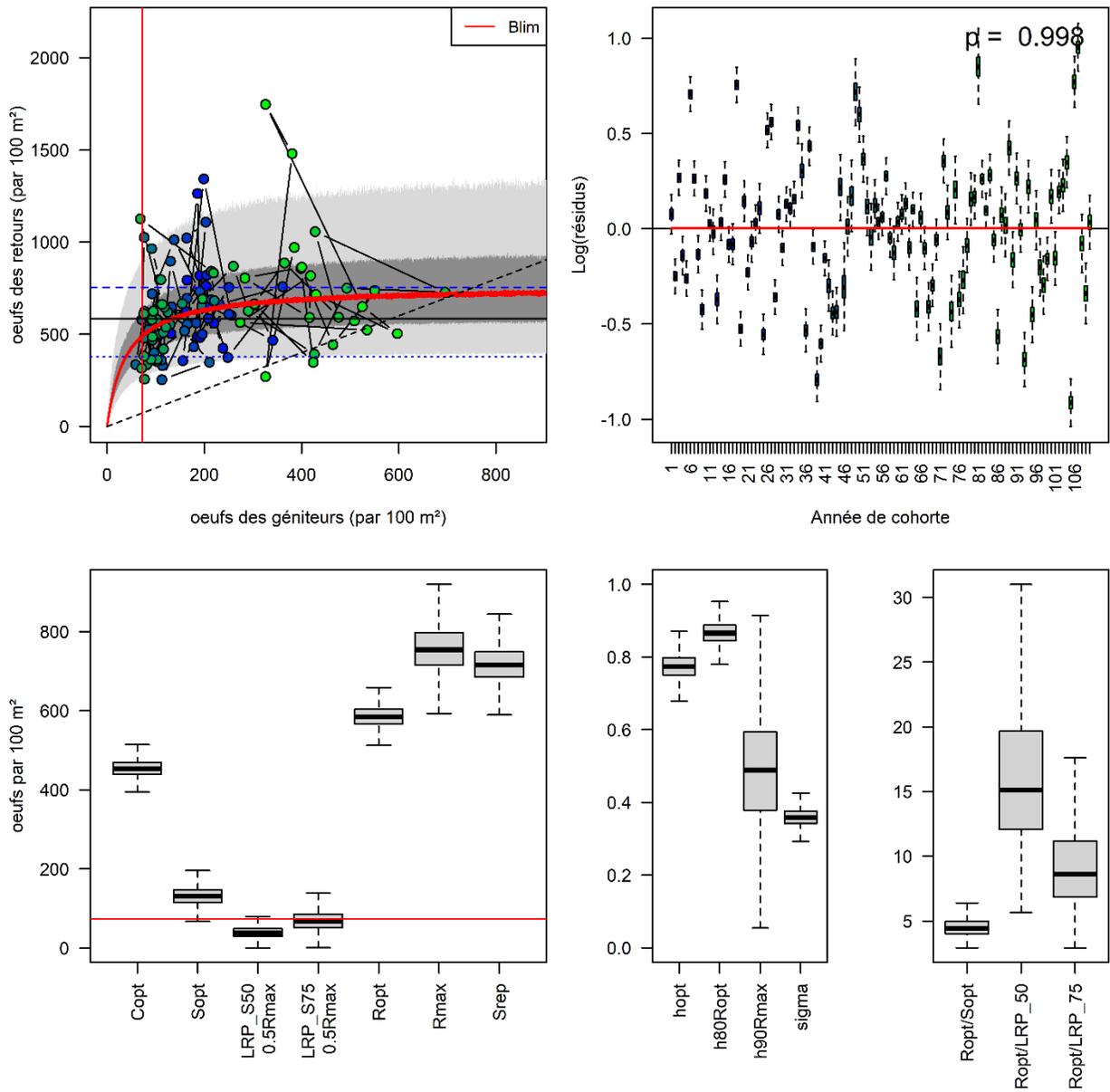


Figure A1. 9. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 8 %.

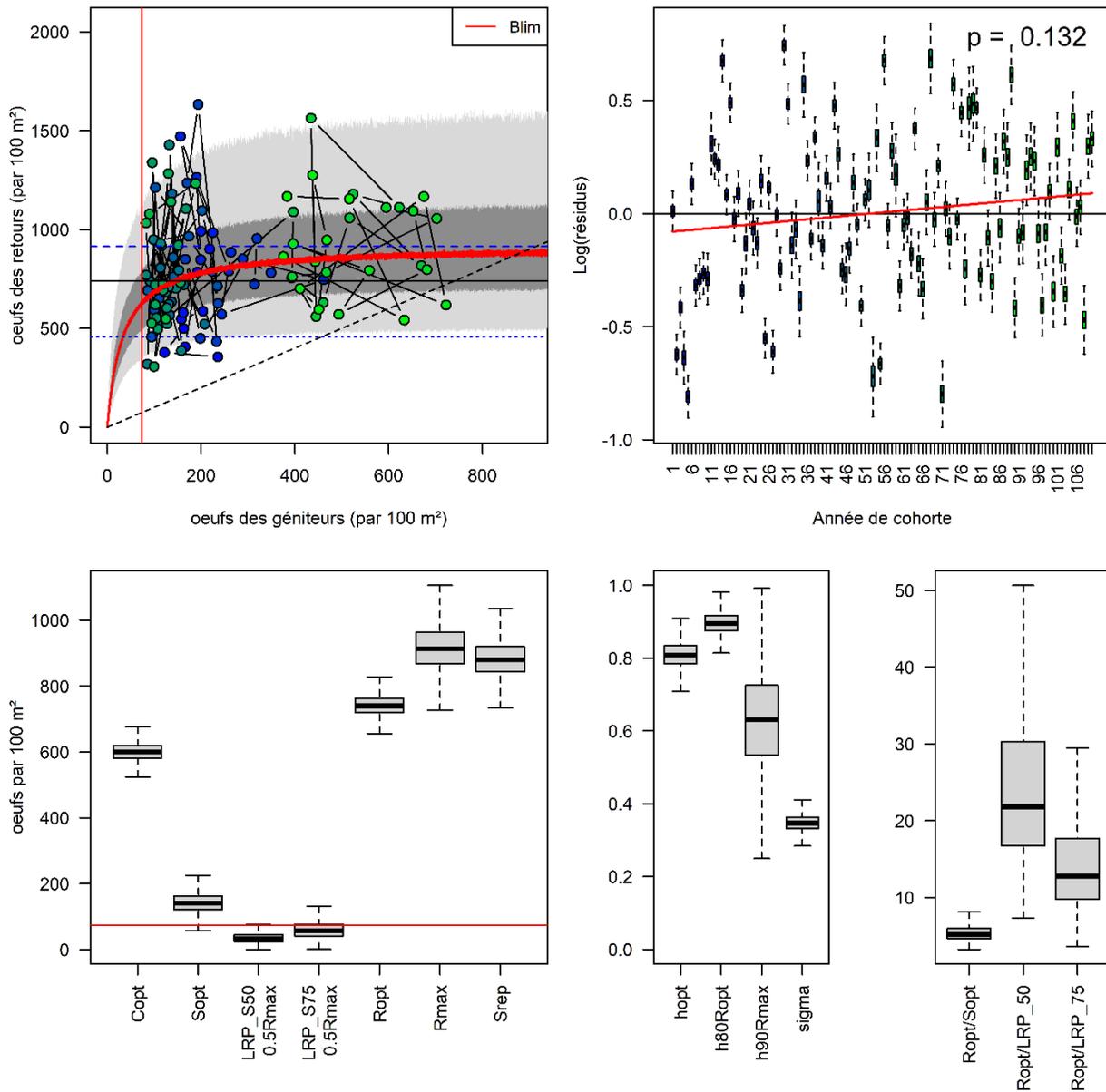


Figure A1.10. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 10 %.

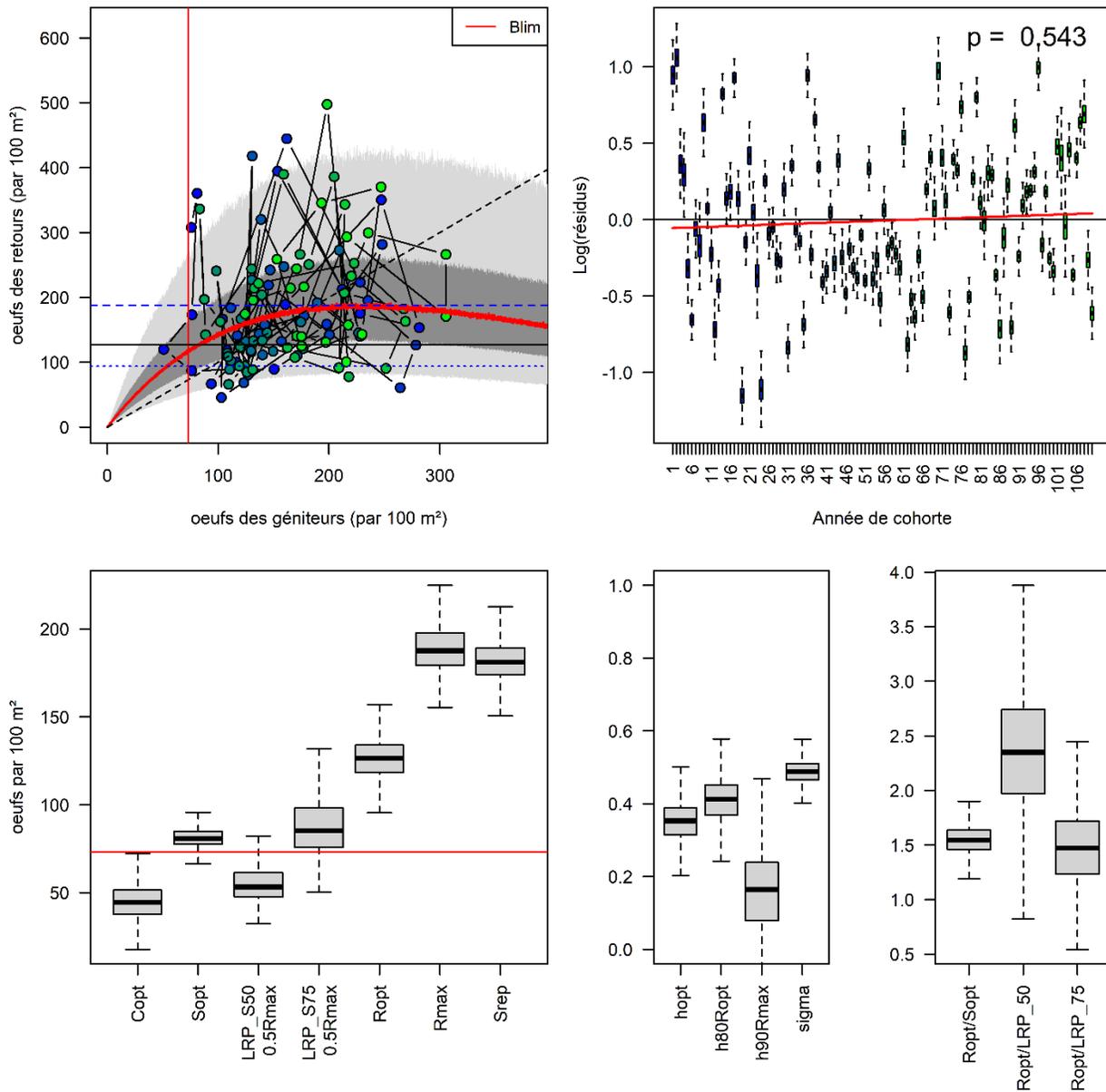


Figure A1.11. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 2 %.

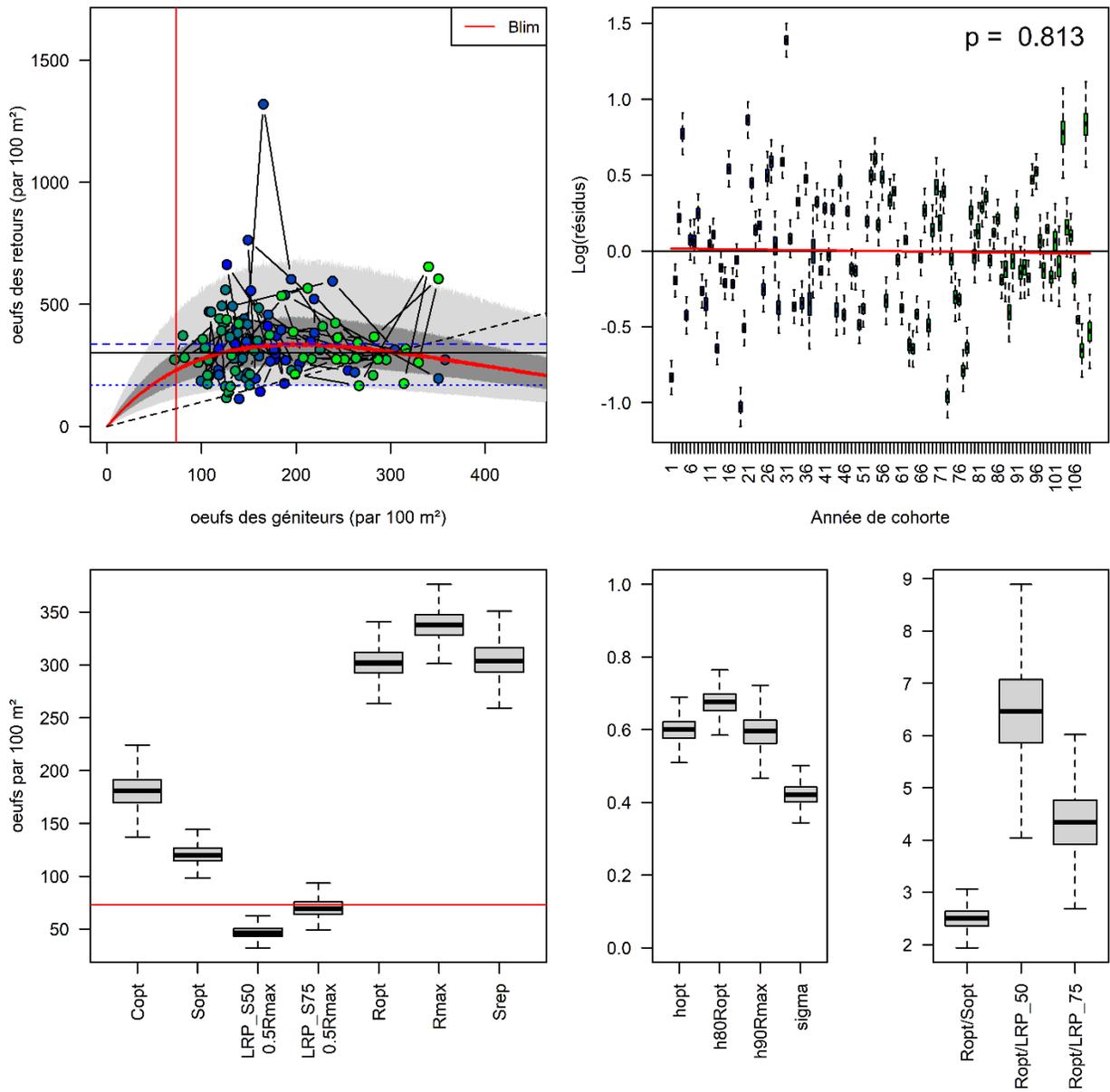


Figure A1.12. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 4 %.

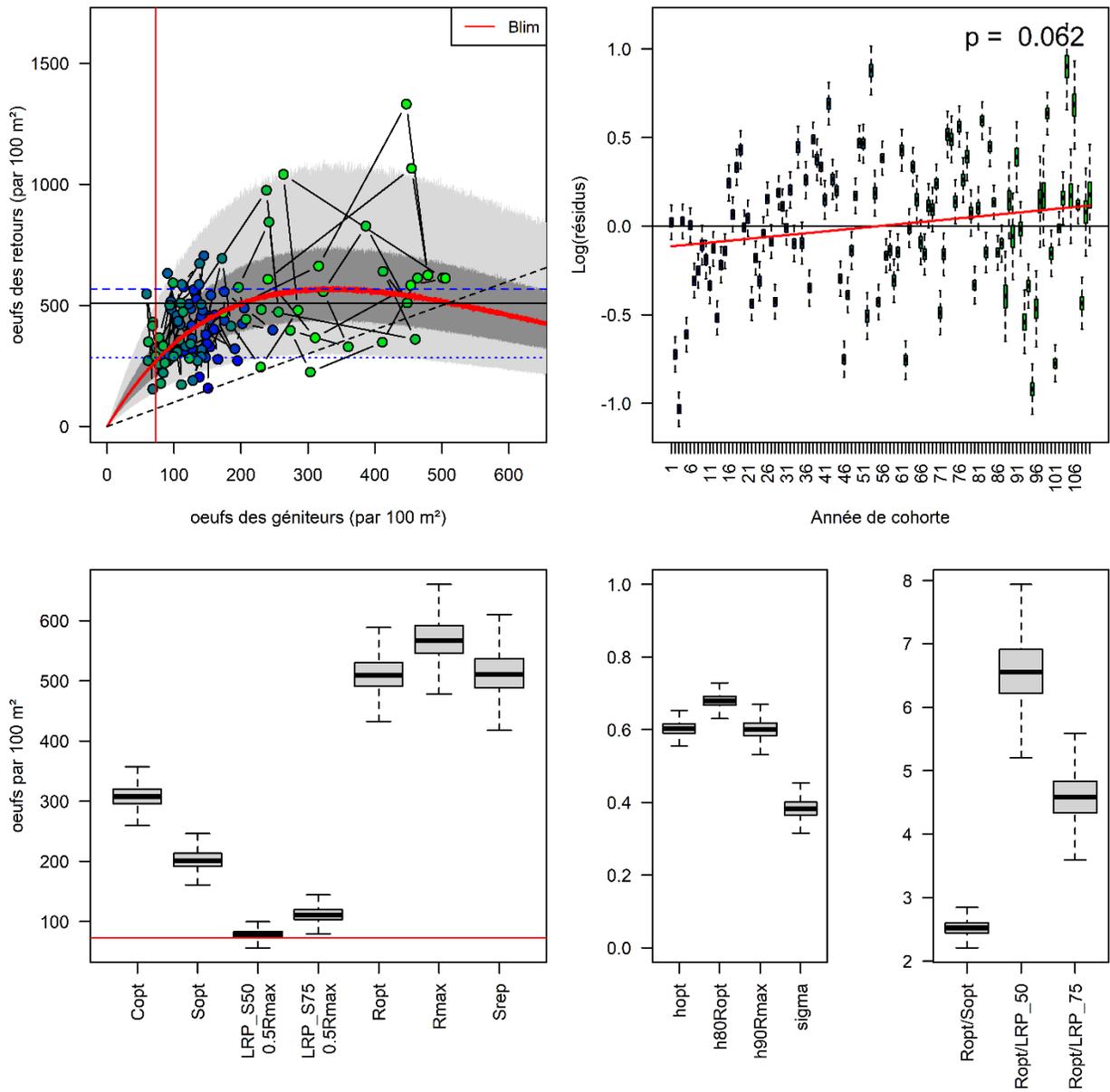


Figure A1.13. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 6 %.

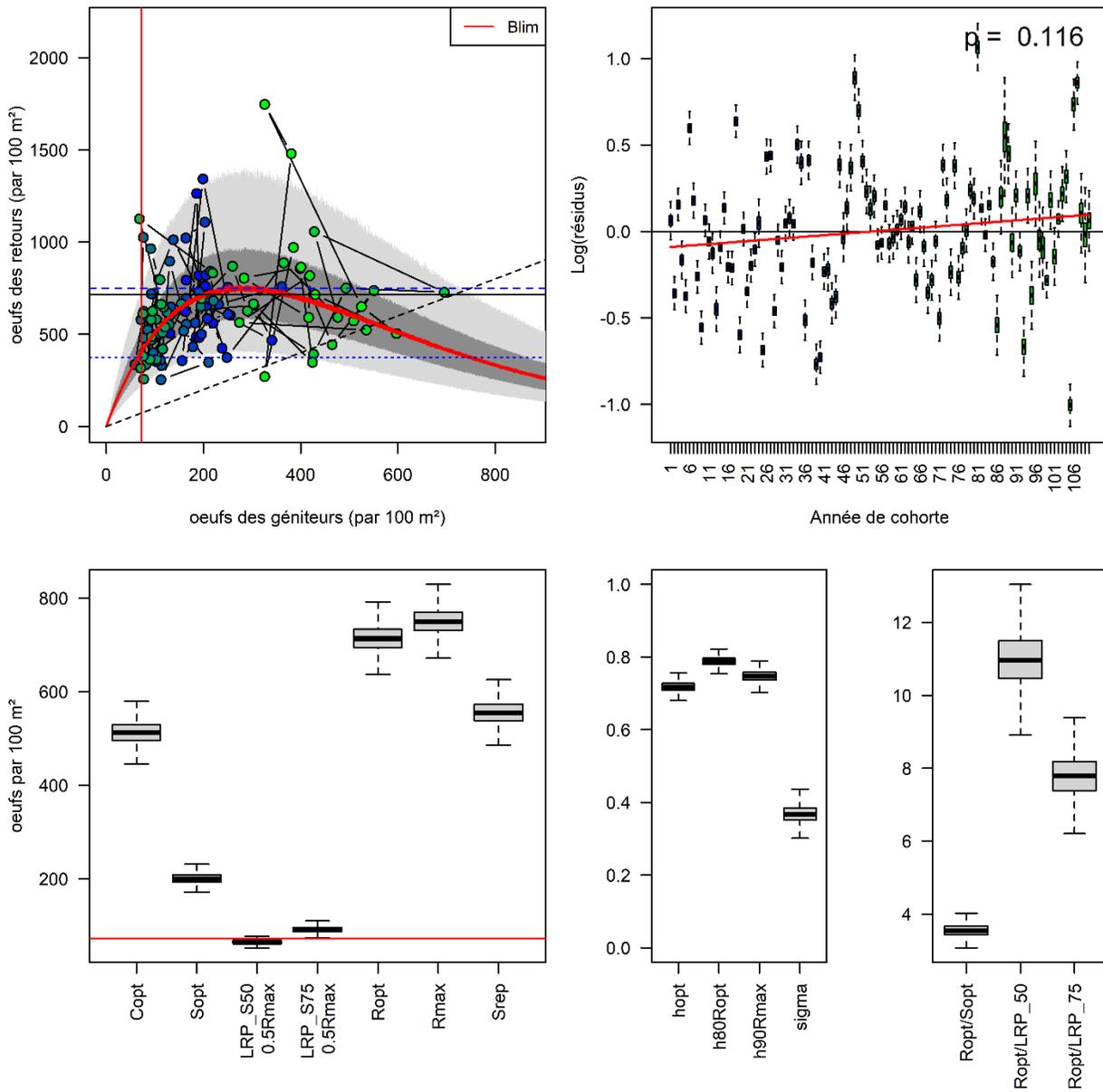


Figure A1.14. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 8 %.

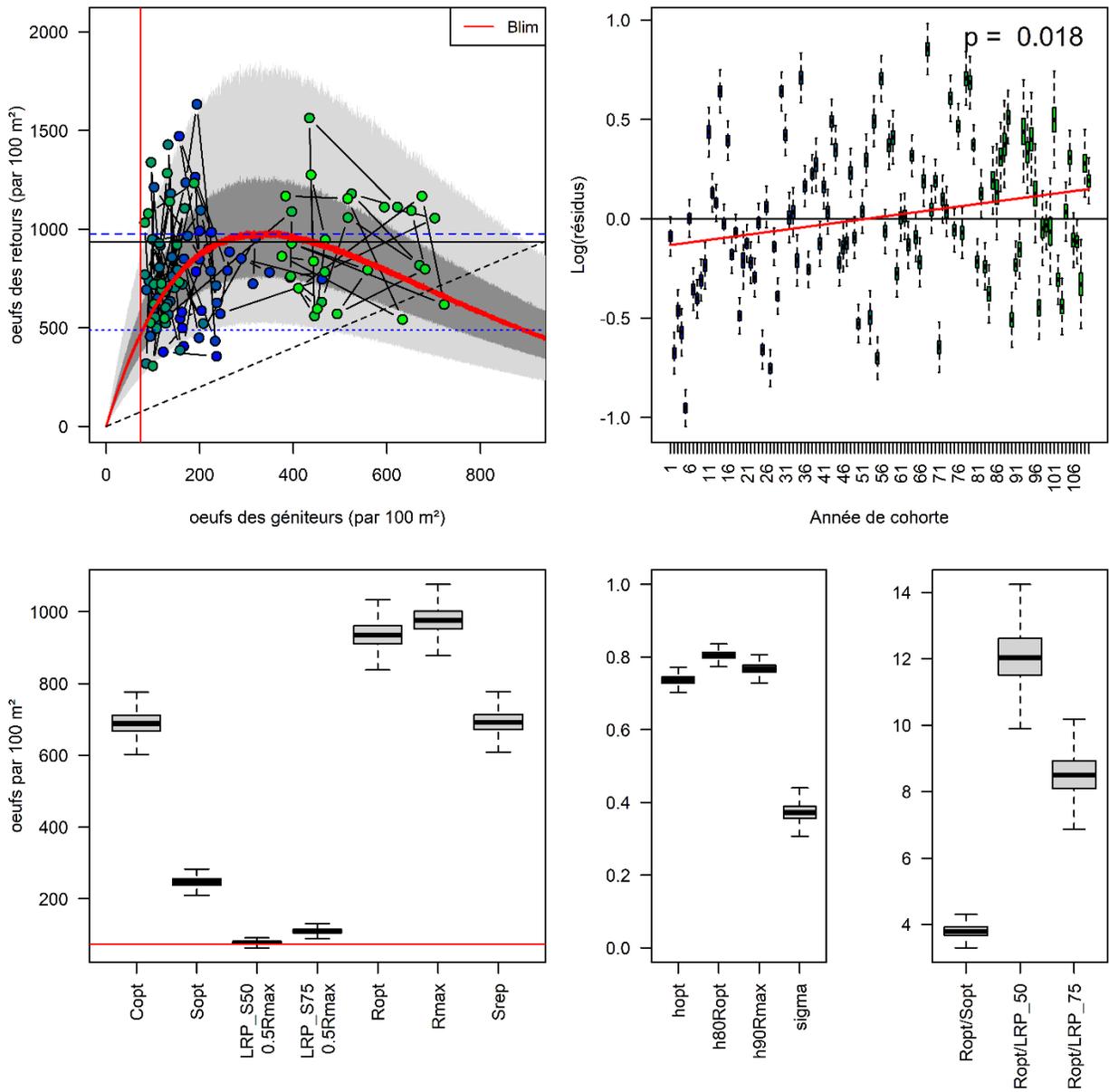


Figure A1.15. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique simulée d'œuf à œuf pour une moyenne de survie stationnaire post-saumoneau de 10 %.

---

## ANNEXE 2 RECONSTITUTION DU NOMBRE D'ŒUFS PAR COHORTE PROPRE À LA RIVIÈRE MIRAMICHI ET À SES BRANCHES ET RÉSULTATS DES AJUSTEMENTS STOCK-RECRUTEMENT

La rivière Miramichi est constituée d'un réseau de six rivières dont les débits sortants entrent dans les eaux de marée d'une zone estuarienne étendue appelée rivière Miramichi (MPO 2018b; Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). Des estimations annuelles publiées des retours et des géniteurs de saumon atlantique sont disponibles pour la rivière Miramichi pour la période de 1971 à 2019 (MPO 2020a; Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>) et des estimations particulières pour le réseau sud-ouest de la rivière Miramichi (comprenant la rivière Barnaby, la rivière Renous, la branche sud-ouest de la rivière Miramichi) et le réseau nord-ouest de la Miramichi (comprenant le Northwest Millstream, la Petite rivière Miramichi sud-ouest et la branche nord-ouest de la rivière Miramichi) sont disponibles pour la période de 1984 à 2019 (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). Les estimations des retours sont obtenues à partir des captures dans des filets-trappes repères dans l'estuaire des branches nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi, combinées à des données de marquage et de recapture pour estimer les proportions des retours interceptés dans les filets-trappes, auxquelles s'ajoutent des indicateurs d'abondance provenant de trois barrières en amont et des captures dans les eaux de la Couronne réservées du réseau nord-ouest de la rivière Miramichi (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). Pour la période de 1984 à 2019, un modèle hiérarchique bayésien est utilisé pour estimer les retours annuels de petits saumons (< 63 cm de longueur à la fourche) et de grands saumons ( $\geq$  63 cm de longueur à la fourche) dans chacun des réseaux nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi, les retours dans la rivière étant la somme des estimations des branches. Les estimations des retours pour la période 1971 à 1983 sont tirées des valeurs publiées dans Courtenay *et al.* (1993).

Les géniteurs sont estimés en soustrayant des retours les estimations des récoltes de la pêche commerciale dans la baie de Miramichi (1971 à 1983), les récoltes de la pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) des peuples autochtones dans la rivière et la baie de Miramichi, et les prises et récoltes de la pêche récréative. En 1984, d'importants changements ont été apportés à la gestion des pêches, notamment la fermeture de la pêche commerciale du saumon dans les provinces maritimes et dans une grande partie du Québec, et la remise à l'eau obligatoire des grands saumons dans le cadre de la pêche récréative dans les provinces maritimes. Les prises et les récoltes de la pêche récréative dans les réseaux nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi sont disponibles pour la période de 1971 à 1995 et 1997 (Moore *et al.* 1995; Chaput *et al.* 1998), mais les estimations ne sont pas disponibles pour 1996 et 1998 à 2019. Les prises et les récoltes de la pêche récréative ont été estimées pour les années sans données en appliquant les taux d'exploitation dérivés du modèle basé sur les années comportant des statistiques de pêche à la ligne aux estimations de retour par groupe de taille de saumon pour les années 1996, 1998 à 2019. Depuis 1984, aucune conservation de grands saumons n'a été autorisée dans la pêche récréative; par conséquent, toutes les prises de grands saumons sont considérées comme étant remises à l'eau. Depuis 2015, des mesures obligatoires de capture et de remise à l'eau ont été introduites pour les petits saumons et pour ces années, toutes les captures estimées sont considérées comme remises à l'eau. On suppose un taux de mortalité de 3 % pour les captures et les remises à l'eau qui est appliqué à la partie remise à l'eau des captures de petits et de grands saumons (Randall *et al.* 1986).

L'échantillonnage des saumons adultes de retour a eu lieu chaque année dans des trappes repères exploitées par le Secteur des sciences du MPO. Cet échantillonnage comprend la longueur à la fourche, le sexe (habituellement externe) et la collecte d'écailles pour l'interprétation de l'âge (Hayward 2001; Hayward *et al.* 2014).

---

Aucune donnée d'échantillonnage propre à une branche (nord-ouest, sud-ouest) n'est disponible pour les années 1984 à 1991, mais dans l'ensemble, les échantillons de la rivière Miramichi ont été prélevés dans le filet-trappe de Millbank situé dans le bras principal de la rivière Miramichi, en aval de la confluence des deux branches. Pour ces années, les caractéristiques biologiques (longueur à la fourche, proportion de femelles, structure selon l'âge) de l'échantillonnage de la rivière Miramichi ont été supposées pour les deux branches.

Certaines interprétations d'âge propre à la branche à partir d'écailles ne sont pas disponibles pour l'ensemble des années de la période 1984 à 2019 des évaluations de la branche. Pour la période de 1971 à 1991, on a supposé que les échantillons et les interprétations de l'âge provenant des écailles prélevées annuellement dans le filet-trappe de Millbank s'appliquaient à l'ensemble de la rivière Miramichi et à chacune de ses branches. Pour la période de 1992 à 2019, l'échantillonnage a eu lieu dans des filets-trappes en amont dans chaque branche, bien que l'interprétation des écailles pour l'âge ne soient pas disponibles pour toutes les années pour chaque branche. La procédure de comblement suivante a été utilisée pour les années avec des données manquantes :

- Branche nord-ouest de la rivière Miramichi de 1994 à 1997 : aucun échantillon d'âge pour les petits et les grands saumons. Les proportions moyennes selon l'âge pour les petits saumons et les grands saumons indépendamment des échantillons de 1992, 1993, 1998 et 1999 de la branche nord-ouest de la rivière Miramichi ont été utilisées pour combler les données manquantes.
- Les interprétations de l'âge des petits saumons ne sont pas disponibles pour les années 2014 à 2019 dans les branches nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi. Les proportions d'âges moyens des petits saumons des cinq années précédentes (2009 à 2013), par branche, ont été utilisées pour combler la structure selon l'âge.
- Les interprétations de l'âge des grands saumons ne sont pas disponibles pour 2018 et 2019 pour la branche sud-ouest de la rivière Miramichi. Les proportions moyennes des cinq années précédentes (2013 à 2017) sont utilisées pour combler la structure selon l'âge.
- Les interprétations de l'âge des grands saumons ne sont pas disponibles pour 2019 pour la branche nord-ouest de la rivière Miramichi. Les proportions moyennes des cinq années précédentes (2014 à 2018) sont utilisées pour combler la structure selon l'âge.

En eau douce, l'âge des saumoneaux de descente est principalement de 2 et 3 ans, avec de faibles proportions d'individus de 4 et 5 ans (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). La durée du séjour en mer du saumon est très diversifiée, avec 52 historiques de frai unique et de multifrai de saumons plus âgés interprétées à partir d'écailles de saumon de la rivière Miramichi (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). Les retours de jeunes saumons unibermarins (UBM) et dibermarins (DBM), avec une faible proportion de saumons de tribermarins (TBM), sont les plus courants. Il existe une grande variété de catégories d'âge de géniteurs multifrai alternants et consécutifs, la durée de séjour en mer maximale enregistré à ce jour étant de neuf ans (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>). La reconstitution des retours d'une cohorte comprenait les stratégies de géniteurs multifrai plus âgés, ajustées à leur année d'origine de ponte en fonction de l'âge total estimé (plus un pour l'année de ponte). Compte tenu de la combinaison des séjours en rivière et en mer des saumons de la rivière Miramichi, les estimations des retours par classe d'âge sont considérées comme complètes pour les cohortes de 1971 à 2013.

La proportion de saumons femelles et leur fécondité ont été estimées séparément pour les groupes de taille des petits et des grands saumons. En général, la catégorie des petits saumons comprend les saumons UBM plus âgés et certains poissons UBM multifrai consécutif, tandis que la catégorie des grands saumons comprend les saumons DBM et TBM et toutes les

---

autres catégories multifrai. La relation taille-fécondité de Randall (1989) pour les petits et les grands saumons est utilisée pour estimer annuellement le nombre d'œufs par femelle dans chaque groupe de taille en fonction de la taille moyenne des poissons échantillonnés par groupe de taille.

Les résultats de la reconstitution des remontées pour la rivière Miramichi pour la période de 1971 à 2019 sont résumés à l'annexe 2, figure A2.1, et ceux des branches nord-ouest et sud-ouest de la rivière Miramichi pour la période de 1984 à 2019 sont résumés à l'annexe 2, Figure A2.6.

Trois séries chronologiques de géniteurs adultes et de retours dans la rivière Miramichi ont été examinées (tableau 1). La première série chronologique, et la plus longue, concerne la rivière Miramichi pour la période de 1971 à 2019; elle comprend la somme des retours et des géniteurs estimés dans la branche nord-ouest de la Miramichi et la branche sud-ouest de la Miramichi pour les années 1984 à 2019. Un sous-ensemble de ces données, pour la période de 1984 à 2019, est également pris en compte, les retours antérieurs à 1984 comprenant des estimations des récoltes dans les pêches commerciales locales, qui présentent davantage d'incertitude quant au nombre de poissons et à leur origine.

Les deux autres séries chronologiques sont les estimations des retours et des géniteurs propres à chaque branche de la rivière Miramichi (nord-ouest et sud-ouest) pour la période de 1984 à 2019 (Douglas *et al.* En préparation<sup>2</sup>).

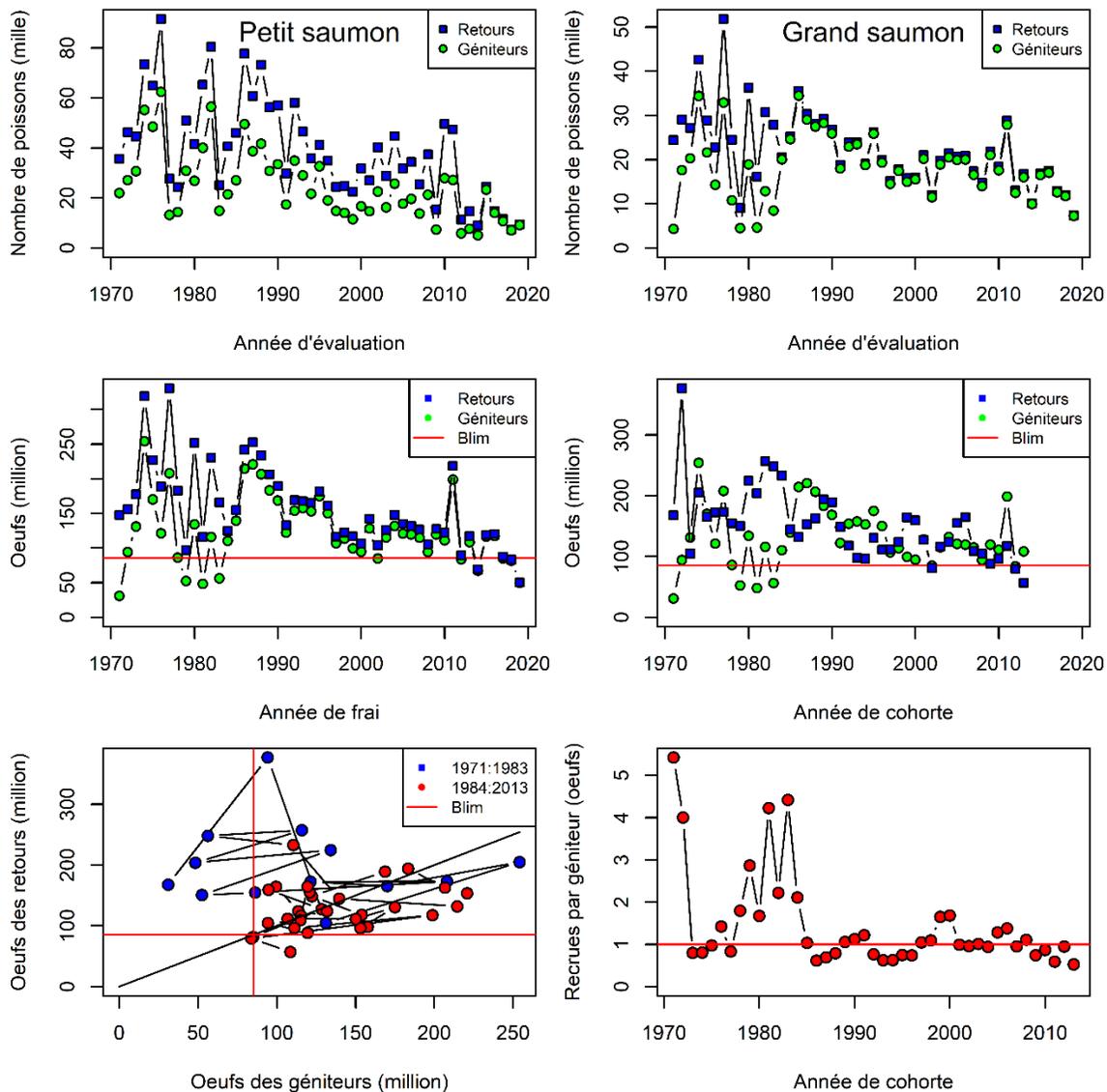


Figure A2.1. Évaluations des retours et des géniteurs de petits saumons (rangée supérieure, graphique de gauche) et de grands saumons (rangée supérieure, graphique de droite) dans la rivière Miramichi. Les valeurs reconstituées des œufs (millions) dans les géniteurs et dans les retours par année d'évaluation et par année de cohorte, de 1971 à 2013, sont présentées dans la rangée du milieu. Les deux graphiques de la rangée inférieure montrent le diagramme de dispersion des œufs dans les géniteurs et dans les retours par année de cohorte (graphique de gauche) et les recrues par géniteur (œufs) par année de cohorte (graphique de droite). La ligne rouge horizontale dans les deux graphiques supérieurs et le graphique inférieur gauche représente l'équivalent œufs totaux du PRL pour la rivière Miramichi (MPO 2018b).

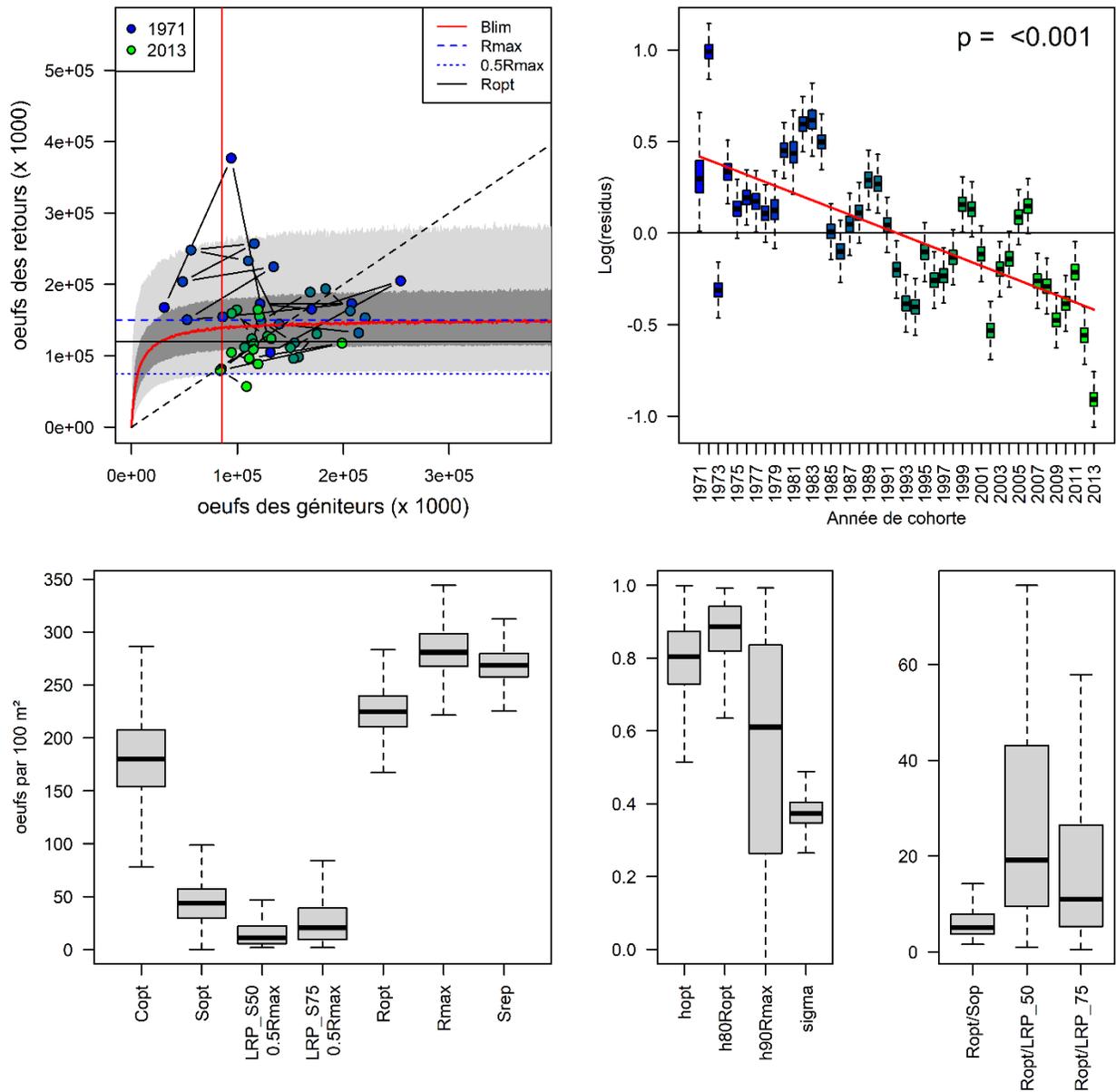


Figure A2.2. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf (œufs en milliers) pour la rivière Miramichi, cohortes de 1971 à 2013. La zone d'habitat de la rivière Miramichi est de 53,433 millions de m<sup>2</sup>.

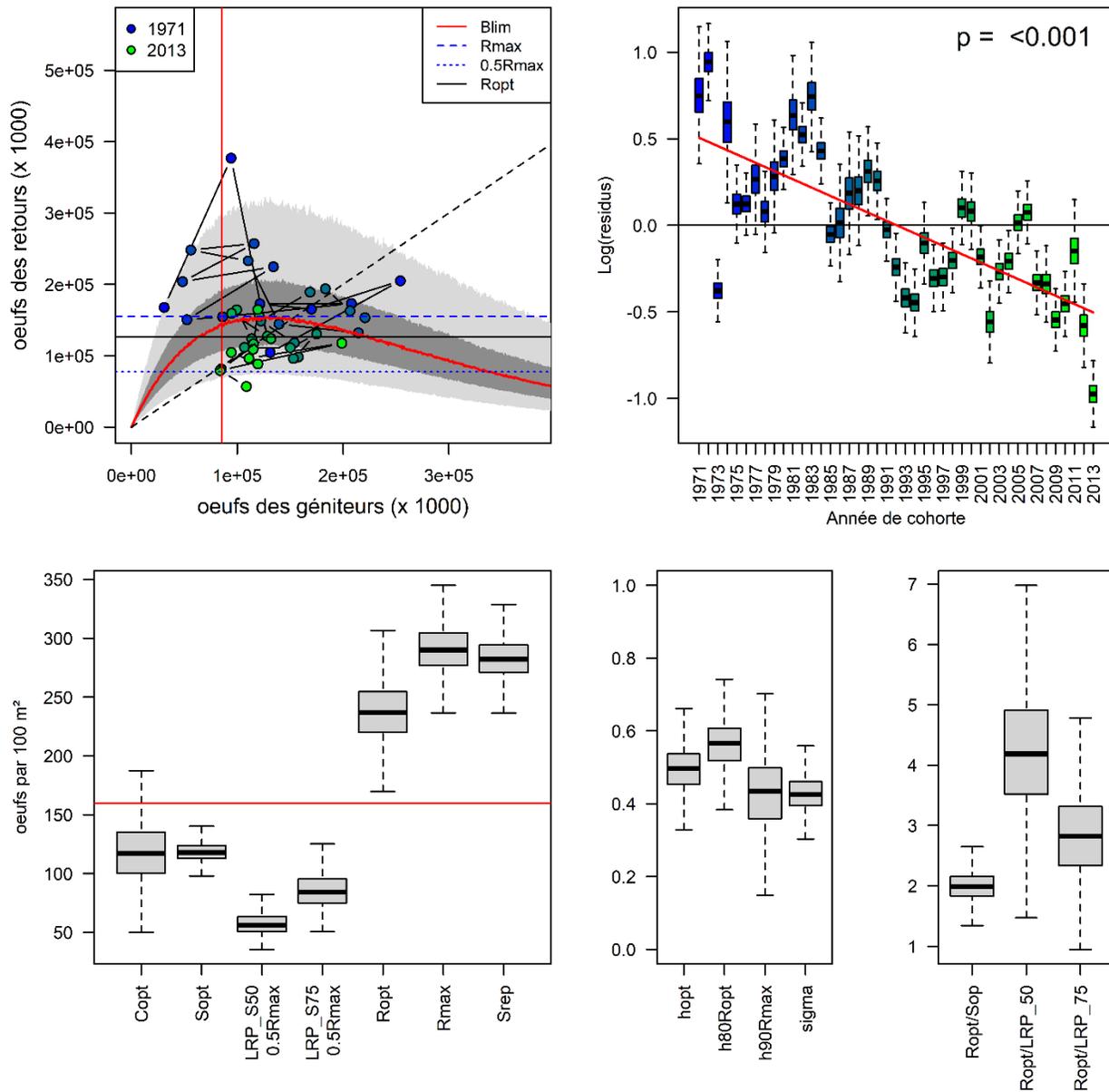


Figure A2.3. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf (œufs en milliers) pour la rivière Miramichi, cohortes de 1971 à 2013. La zone d'habitat de la rivière Miramichi est de 53,433 millions de m<sup>2</sup>.

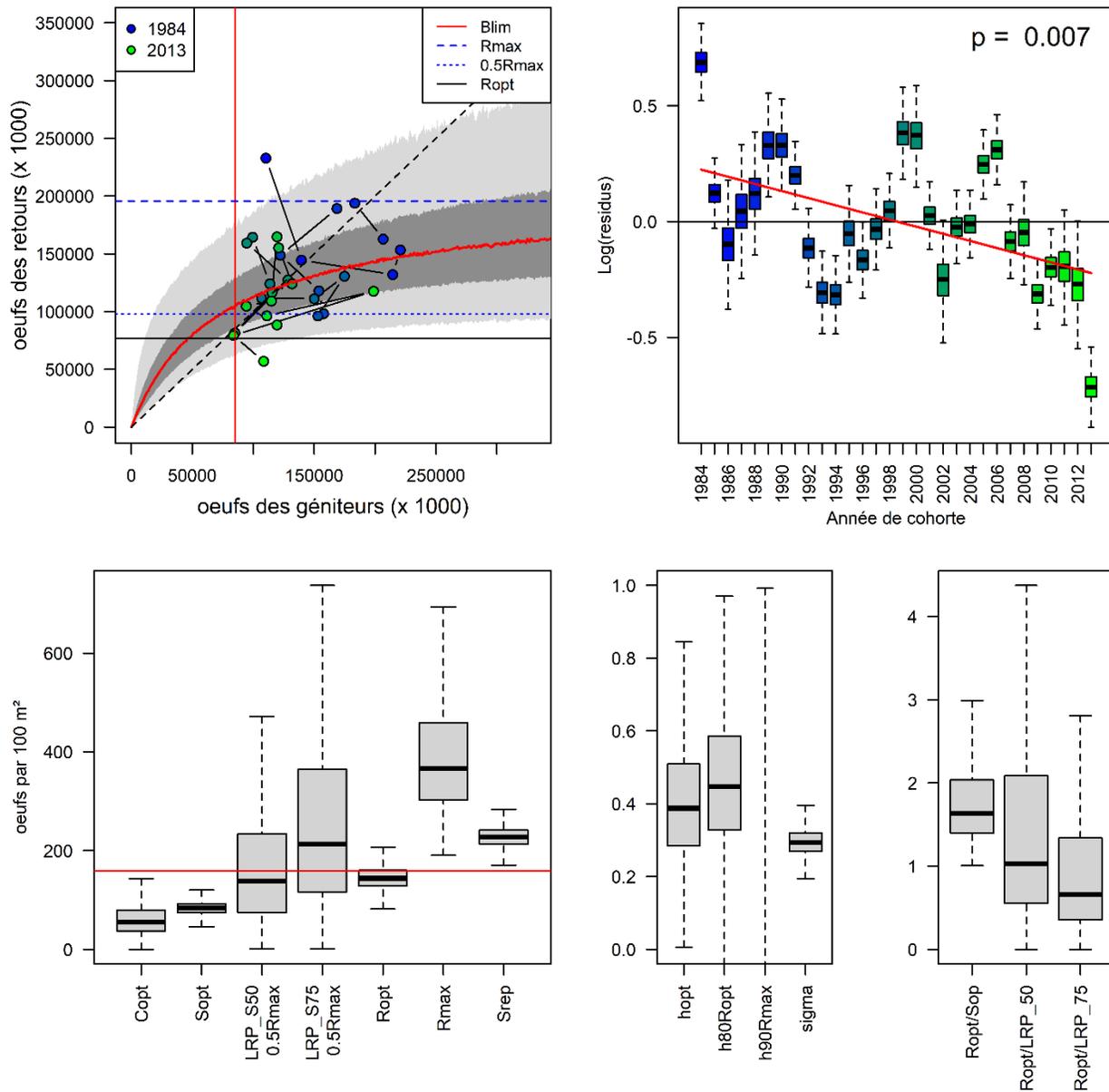


Figure A2.4. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf (œufs en milliers) pour la rivière Miramichi, cohortes de 1984 à 2013. La zone d'habitat de la rivière Miramichi est de 53,433 millions de m<sup>2</sup>.

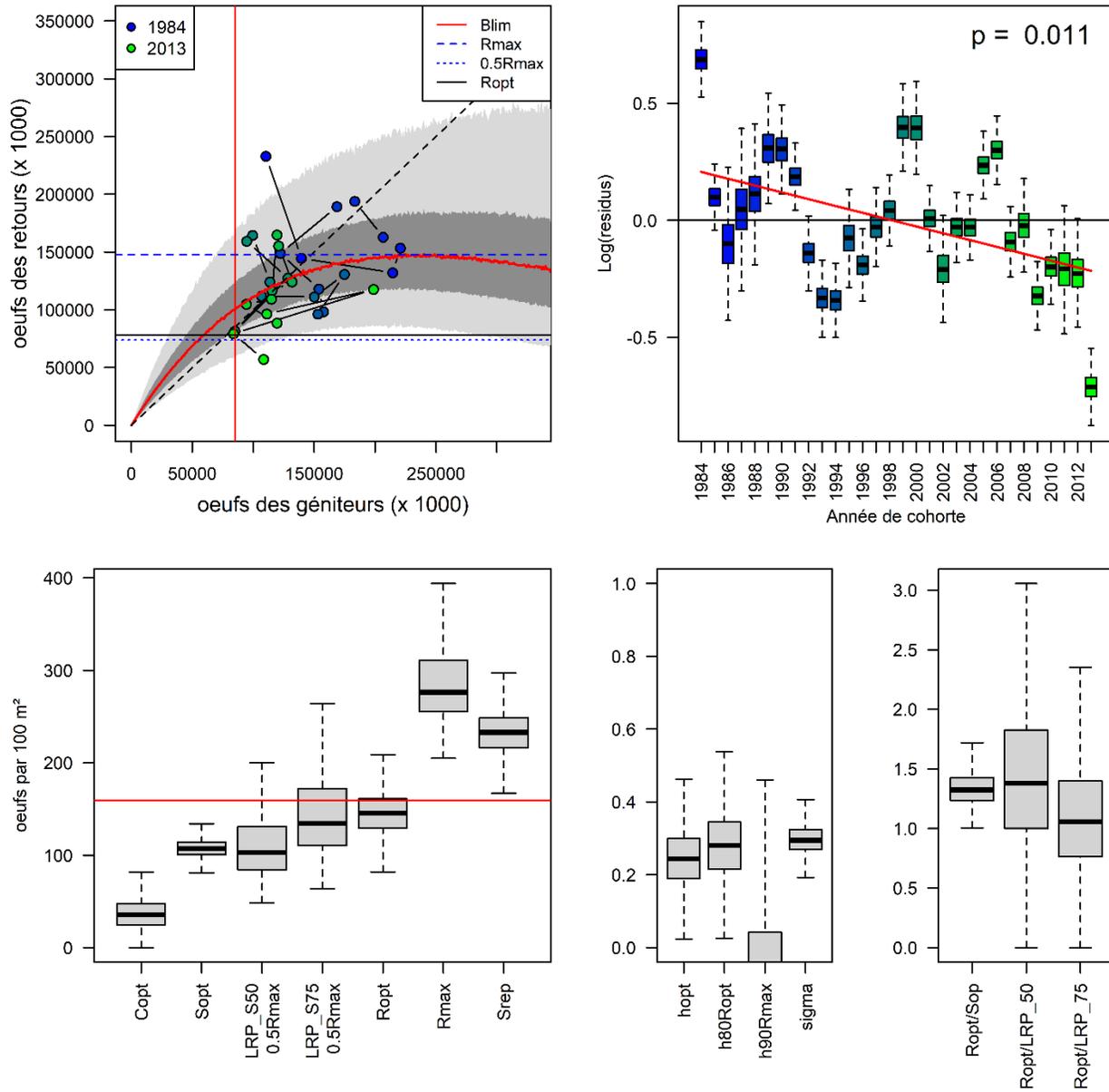


Figure A2.5. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf (œufs en milliers) pour la rivière Miramichi, cohortes de 1984 à 2013. La zone d'habitat de la rivière Miramichi est de 53,433 millions de m<sup>2</sup>.

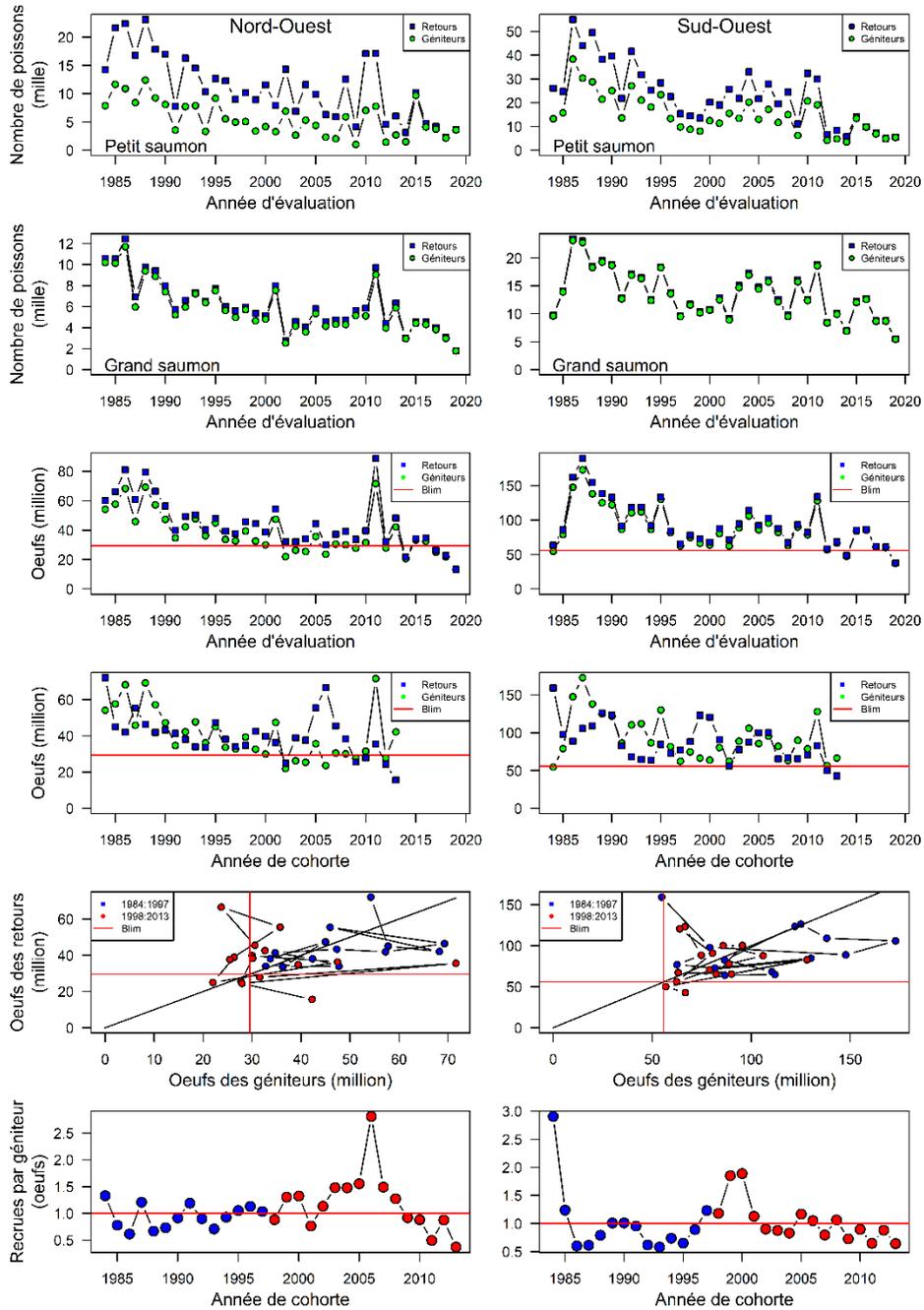


Figure A2.6. Évaluations de la branche nord-ouest de la rivière Miramichi (colonne de gauche) et de la branche sud-ouest de la Miramichi (colonne de droite) des retours et des géniteurs de petits saumons (rangée supérieure) et de grands saumons (deuxième rangée), valeurs reconstituées des œufs (millions) dans les géniteurs et dans les retours par année d'évaluation de 1984 à 2019 (troisième rangée) et par année de cohorte de 1984 à 2013 (quatrième rangée). La cinquième ligne illustre le diagramme de dispersion des œufs dans les géniteurs et dans les retours par année de cohorte et la ligne inférieure illustre les recrues par géniteur (œufs) par année de cohorte. La ligne rouge horizontale (et verticale) dans les graphiques de la troisième à la cinquième rangée représente l'équivalent œufs totaux du PRL pour chaque branche (MPO 2018b).

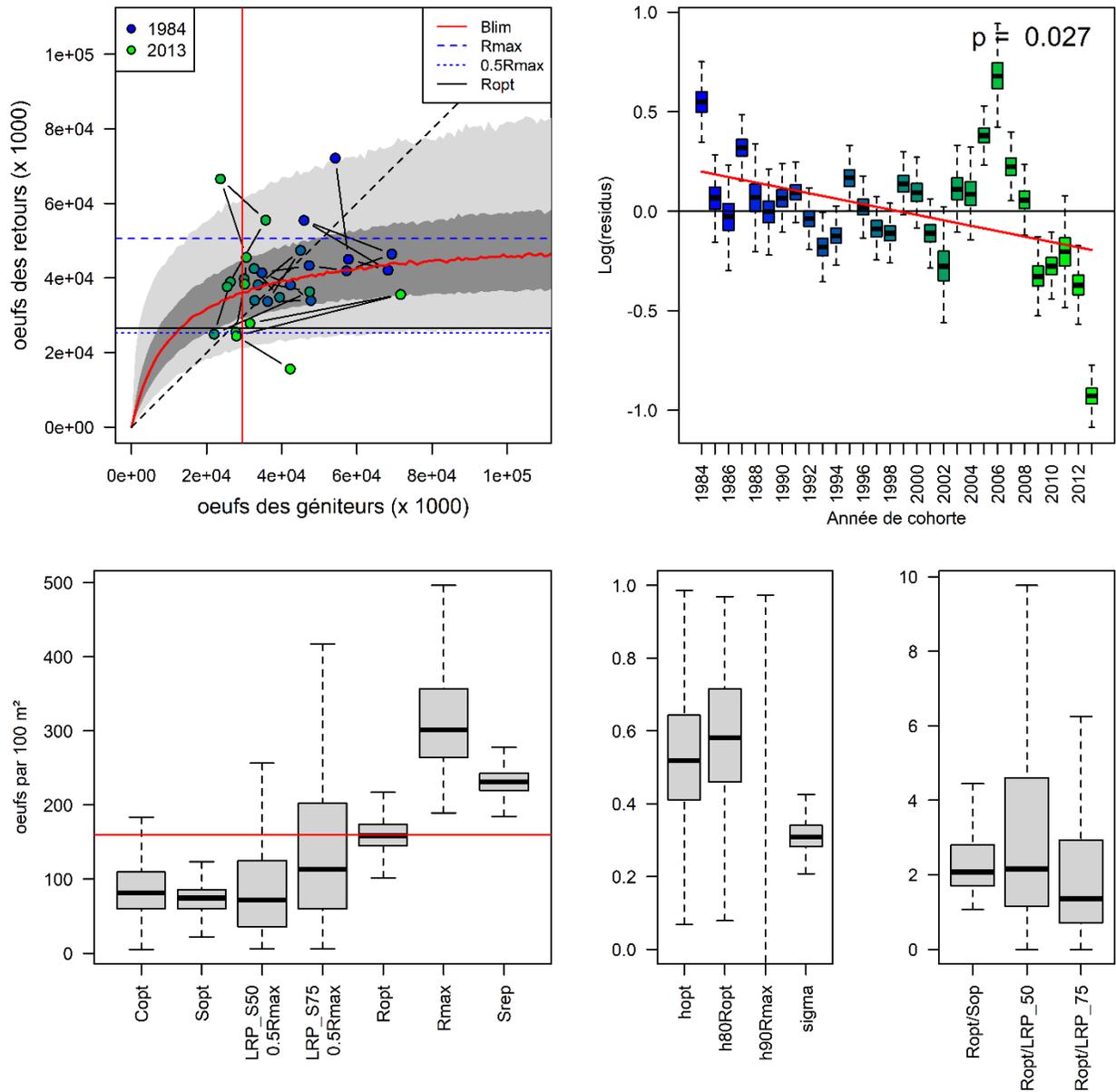


Figure A2.7. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf (œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat pour la rivière) pour la branche nord-ouest de la rivière, cohortes de 1984 à 2013.

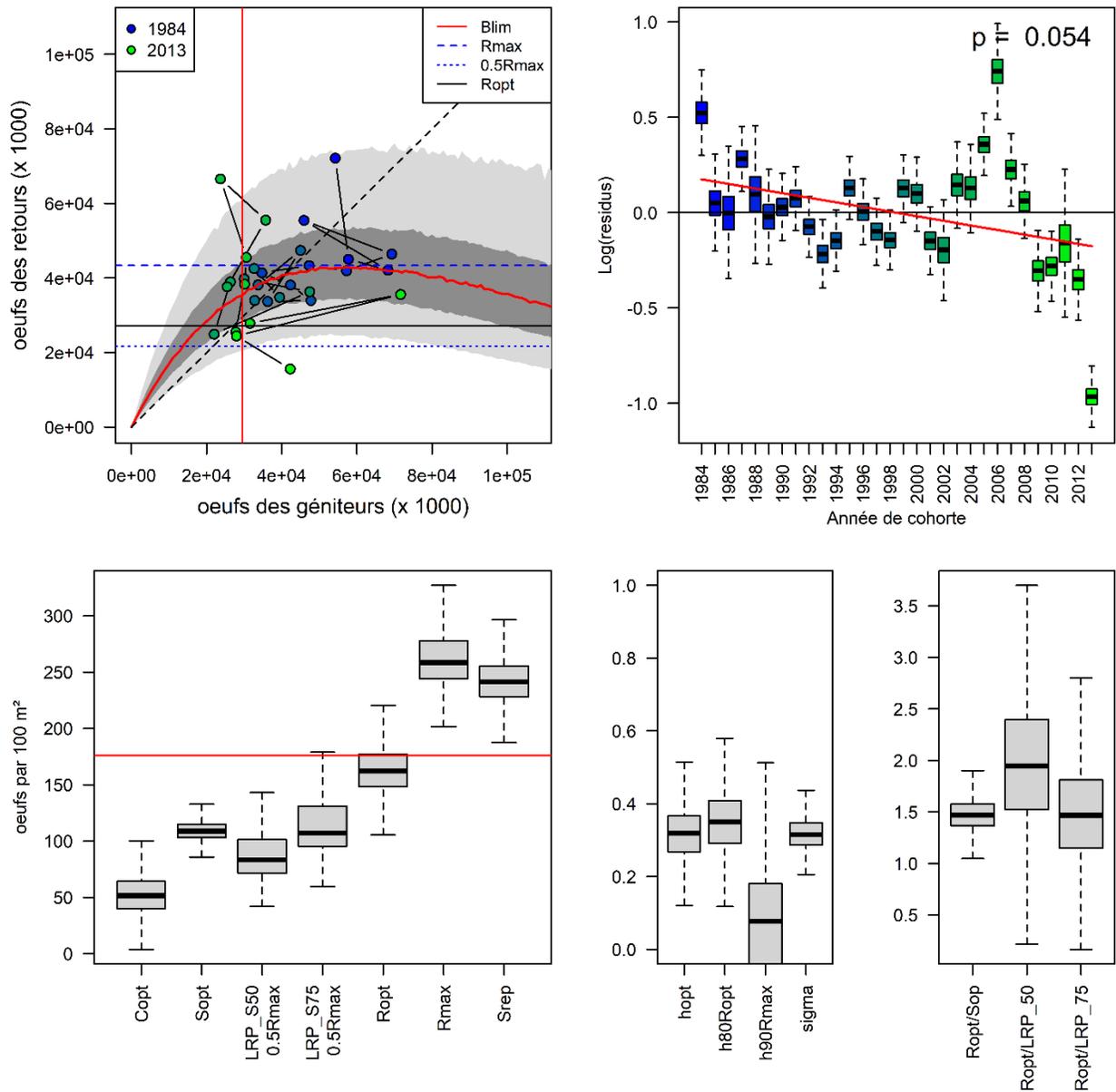


Figure A2.8. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf (œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat pour la rivière) pour la branche nord-ouest de la rivière, cohortes de 1984 à 2013.

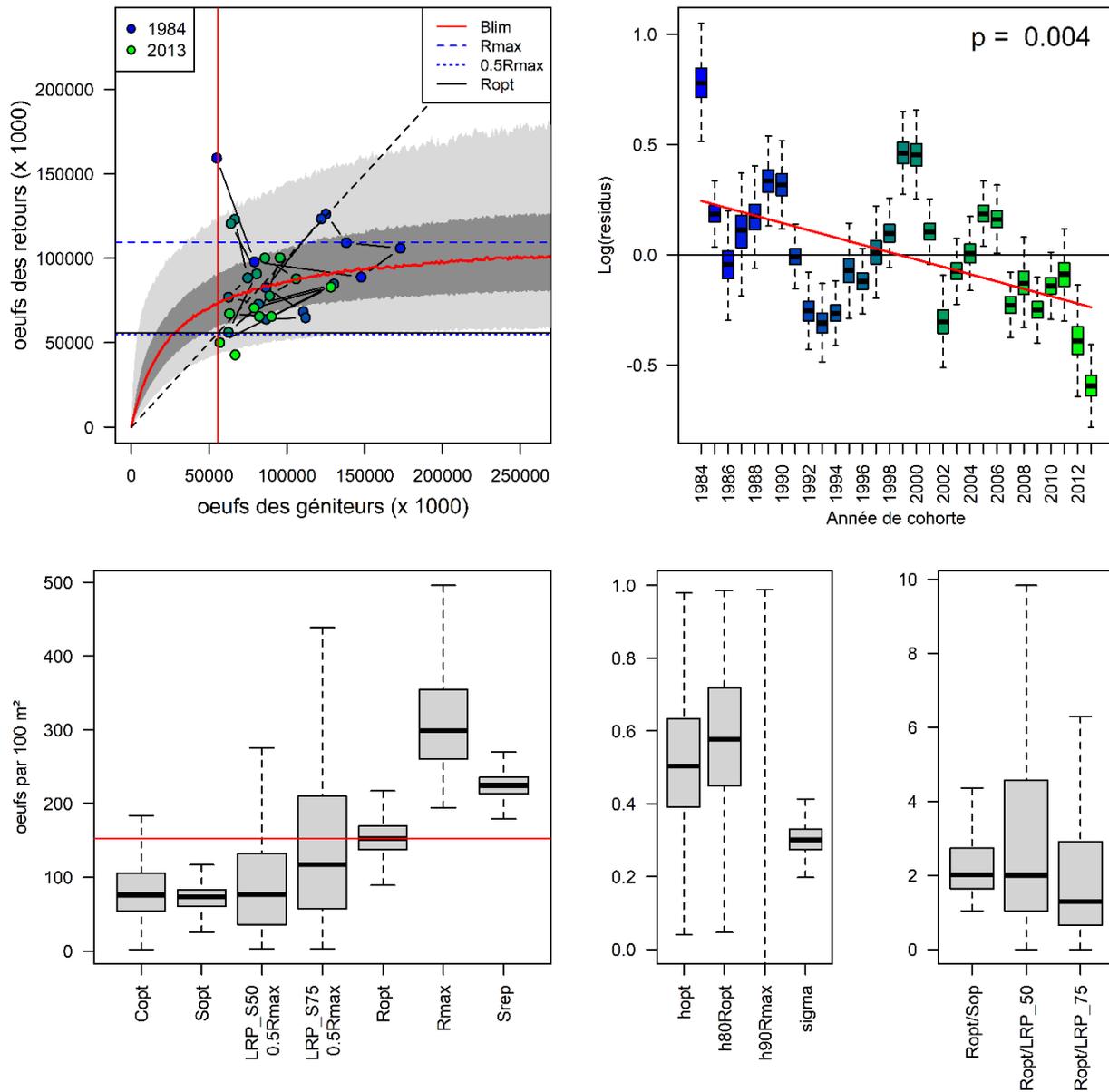


Figure A2.9. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf (œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat pour la rivière) pour la branche sud-ouest de la rivière, cohortes de 1984 à 2013.

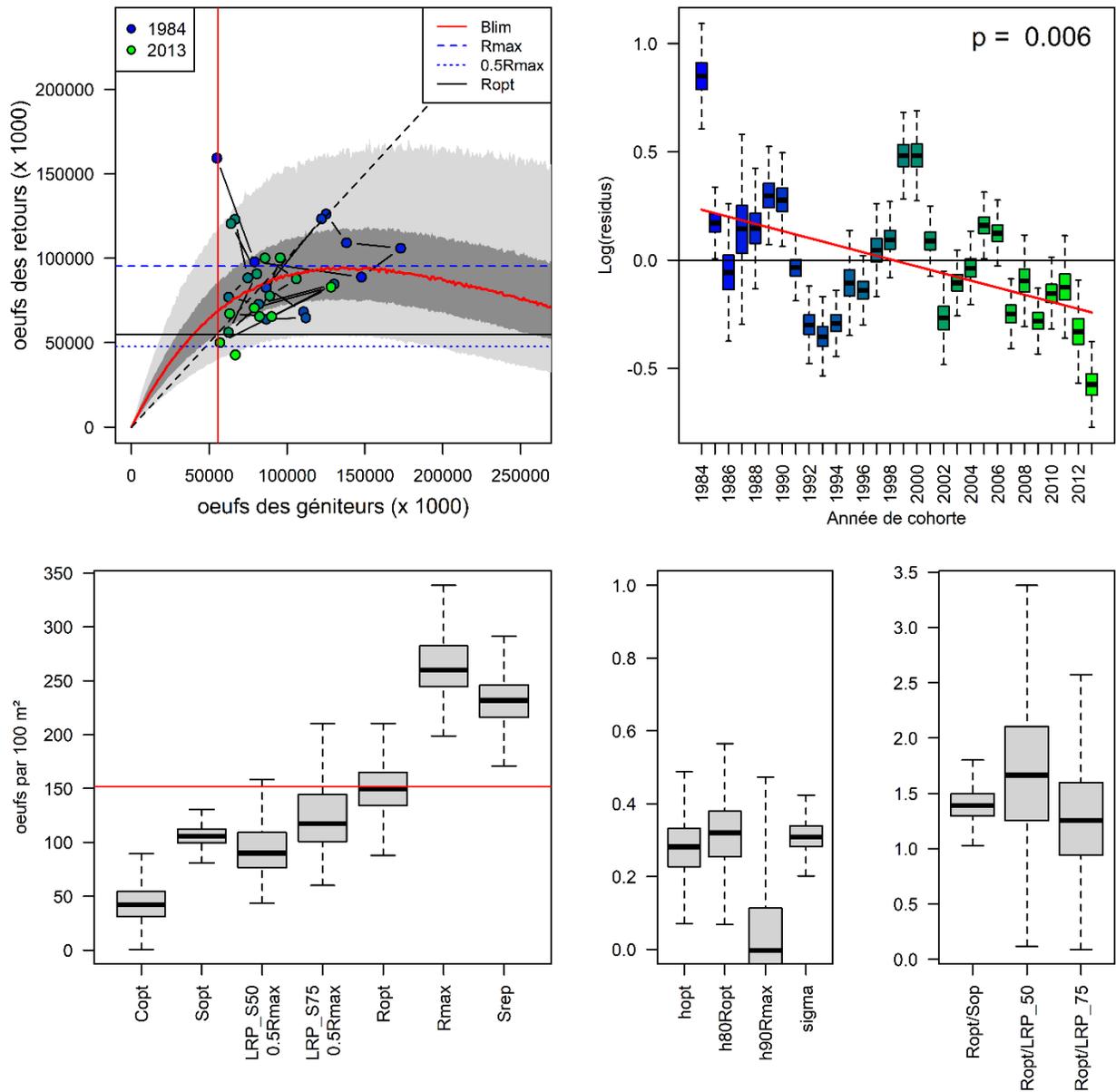


Figure A2.10. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf (œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat pour la rivière) pour la branche sud-ouest de la rivière, cohortes de 1984 à 2013.

### ANNEXE 3. RECONSTITUTION DU NOMBRE D'ŒUFS PAR COHORTE DANS LA RIVIÈRE MARGAREE ET RÉSULTATS DES AJUSTEMENTS STOCK-RECRUTEMENT

Les données utilisées dans la reconstitution des retours et des géniteurs pour la rivière Margaree sont présentées dans les tableaux suivants.

*Table A3.1. Données sur la récolte commerciale pour la ZPS 18 (en kg) obtenues à partir de rapports publiés et converties en nombre de poissons, en supposant un poids moyen de 5 kg par poisson, et tous les grands saumons. Les données sur les récoltes commerciales de 1961 à 1966 proviennent de May et Lear (1971), tandis que celles de 1967 à 1984 proviennent de Claytor et al. (1987). La récolte du saumon provenant de la rivière Margaree est estimée en supposant que 30 % des récoltes commerciales totales de la ZPC 18 proviennent de la rivière Margaree (Chaput et Jones 1992).*

Année	Récolte commerciale (kg) dans la ZPC 18	Récolte commerciale (nombre de poissons) dans la ZPC 18	Récolte commerciale (nombre de poissons) provenant de la rivière Margaree
1961	11773	2355	706
1962	14491	2898	869
1963	12299	2460	738
1964	11405	2281	684
1965	12961	2592	778
1966	14745	2949	885
1967	12852	2570	771
1968	12537	2507	752
1969	9429	1886	566
1970	12874	2575	772
1971	4740	948	284
1972	8022	1604	481
1973	9340	1868	560
1974	14258	2852	855
1975	11727	2345	704
1976	10910	2182	655
1977	12913	2583	775
1978	11369	2274	682
1979	3199	640	192

---

Année	Récolte commerciale (kg) dans la ZPC 18	Récolte commerciale (nombre de poissons) dans la ZPC 18	Récolte commerciale (nombre de poissons) provenant de la rivière Margaree
1980	9946	1989	597
1981	5457	1091	327
1982	10179	2036	611
1983	12647	2529	759
1984	6193	1239	372

---

*Table A3.2. Données sur les séries chronologiques des captures récréatives, par petits et grands poissons conservés et relâchés. Les données pour les années 1961 à 1986 proviennent de Claytor et al. (1987). Les données pour les années 1987 à 2019 sont extraites des statistiques sur les prises de la pêche récréative en Nouvelle-Écosse dans la base de données SalmoNS*

Année	Petit conservé	Petit relâché	Grand conservé	Grand relâché
1961	40	0	49	0
1962	46	0	410	0
1963	87	0	212	0
1964	120	0	289	0
1965	86	0	254	0
1966	92	0	165	0
1967	92	0	210	0
1968	63	0	197	0
1969	206	0	136	0
1970	85	0	214	0
1971	21	0	92	0
1972	41	0	106	0
1973	165	0	116	0
1974	59	0	107	0
1975	36	0	64	0
1976	95	0	82	0
1977	68	0	140	0
1978	25	0	158	0
1979	605	0	62	19
1980	169	0	138	2
1981	899	0	105	34
1982	692	0	103	76
1983	72	0	106	43
1984	148	0	12	109
1985	223	0	0	312

---

Année	Petit conservé	Petit relâché	Grand conservé	Grand relâché
1986	295	0	0	754
1987	822	150	0	1847
1988	771	130	0	1979
1989	444	130	0	1607
1990	502	153	0	1520
1991	575	198	0	1808
1992	568	131	0	1999
1993	556	213	0	1090
1994	290	137	0	1478
1995	205	138	0	1091
1996	284	954	0	1938
1997	195	116	0	2105
1998	209	143	0	1341
1999	197	114	0	808
2000	133	128	0	696
2001	142	222	0	854
2002	161	202	0	611
2003	184	143	0	1137
2004	251	267	0	1408
2005	206	212	0	1340
2006	253	191	0	1256
2007	187	152	0	788
2008	359	382	0	1504
2009	49	123	0	1015
2010	220	293	3	1480
2011	201	407	0	2213
2012	12	68	0	373

---

Année	Petit conservé	Petit relâché	Grand conservé	Grand relâché
2013	99	111	0	1072
2014	29	70	0	520
2015	12	220	0	613
2016	2	109	0	602
2017	2	217	0	518
2018	0	206	0	979
2019	0	277	0	1028

---

*Table A3.3. Distribution de fréquence selon l'âge obtenue à partir du suivi des filets-trappes de la rivière Margaree de 1987 à 1996. Les données comprennent uniquement les poissons sauvages. L'âge total est calculé comme étant l'âge du saumoneau plus l'âge de durée du séjour en mer un pour l'année de frai.*

Groupe de taille	Séjour en mer	Âge du saumoneau	Âge total	Fréquence
petit	1	2	4	599
petit	1	3	5	374
petit	1	4	6	28
petit	1	5	7	1
grand	1	2	4	13
grand	1	3	5	3
grand	1	4	6	2
grand	1	5	7	0
grand	2	2	5	1480
grand	2	3	6	875
grand	2	4	7	22
grand	2	5	8	0
grand	3	2	6	156
grand	3	3	7	56
grand	3	4	8	3
grand	3	5	9	0
grand	4	2	7	99
grand	4	3	8	50
grand	4	4	9	1
grand	4	5	10	0
grand	5	2	8	30
grand	5	3	9	7
grand	5	4	10	0
grand	5	5	11	0
grand	6	2	9	21

---

Groupe de taille	Séjour en mer	Âge du saumoneaut	Âge total	Fréquence
grand	6	3	10	3
grand	6	4	11	0
grand	6	5	12	0
grand	7	2	10	4
grand	7	3	11	0
grand	7	4	12	0
grand	7	5	13	0
grand	8	2	11	3
grand	8	3	12	0
grand	8	4	13	0
grand	8	5	14	0

---

*Table A3.4. Distribution de fréquence selon l'âge obtenue à partir du suivi des filets-trappes de la rivière Margaree de 1987 à 1996. Les données comprennent uniquement les poissons sauvages.*

Catégorie d'âge	Grand saumon (n)	Petit saumon (n)	Proportion de grands saumons	Proportion de petits saumons
4	13	599	0,005	0,598
5	1483	374	0,524	0,373
6	1033	29	0,365	0,029
7	177	s.o.	0,063	s.o.
8	122	s.o.	0,043	s.o.

*Table A3.5. Proportion de poissons sauvages (c.-à-d. ne provenant pas d'une éclosion) dans la rivière Margaree, estimée à partir de la surveillance des filets-trappes de 1987 à 1996 (d'après le tableau 4 de LeBlanc et al. 2005). Pour toutes les autres années de la série chronologique, la moyenne de ces années est utilisée pour calculer la proportion de poissons sauvages (0,83 petit poisson sauvage, 0,945 grand poisson sauvage). Cette proportion est utilisée pour soustraire la contribution des poissons d'éclosion dans les retours et les géniteurs.*

Année	Proportion de petits saumons sauvages	Proportion de grands saumons sauvages
1987	0,63	0,96
1988	0,99	0,99
1989	0,95	0,95
1990	0,94	0,94
1991	0,81	0,91
1992	0,79	0,95
1993	0,67	0,93
1994	0,80	0,93
1995	0,89	0,95
1996	0,85	0,94

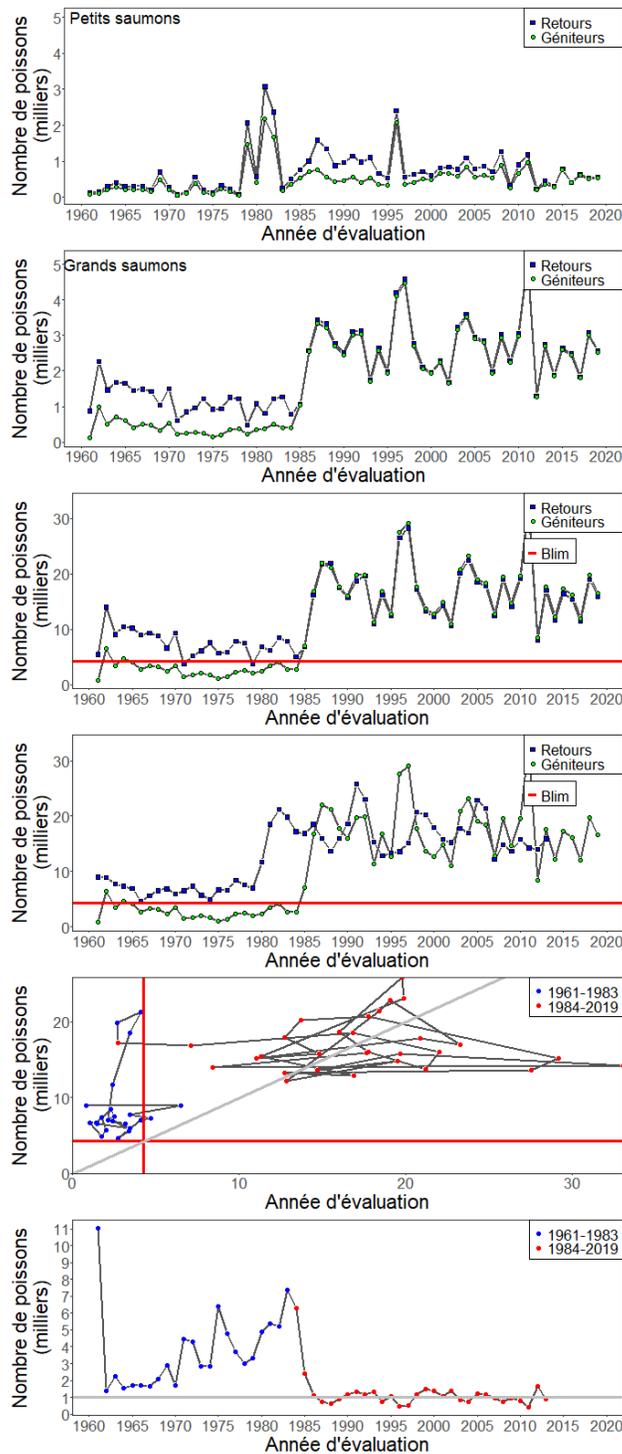


Figure A3.1. Reconstitution des retours et des géniteurs par petits saumons (première ligne) et grands saumons (deuxième ligne), reconstitution du total des œufs (millions) dans les géniteurs et des œufs dans les retours par année d'évaluation (troisième ligne) et par année de cohorte (quatrième ligne), diagramme de répartition des œufs dans les géniteurs et des œufs dans les retours par année de cohorte (cinquième ligne) et recrues par géniteur (œufs) par année de cohorte (ligne inférieure). La ligne rouge horizontale (et verticale) dans les graphiques représente le PRL en équivalent œufs totaux pour la rivière Margaree (MPO 2018b).

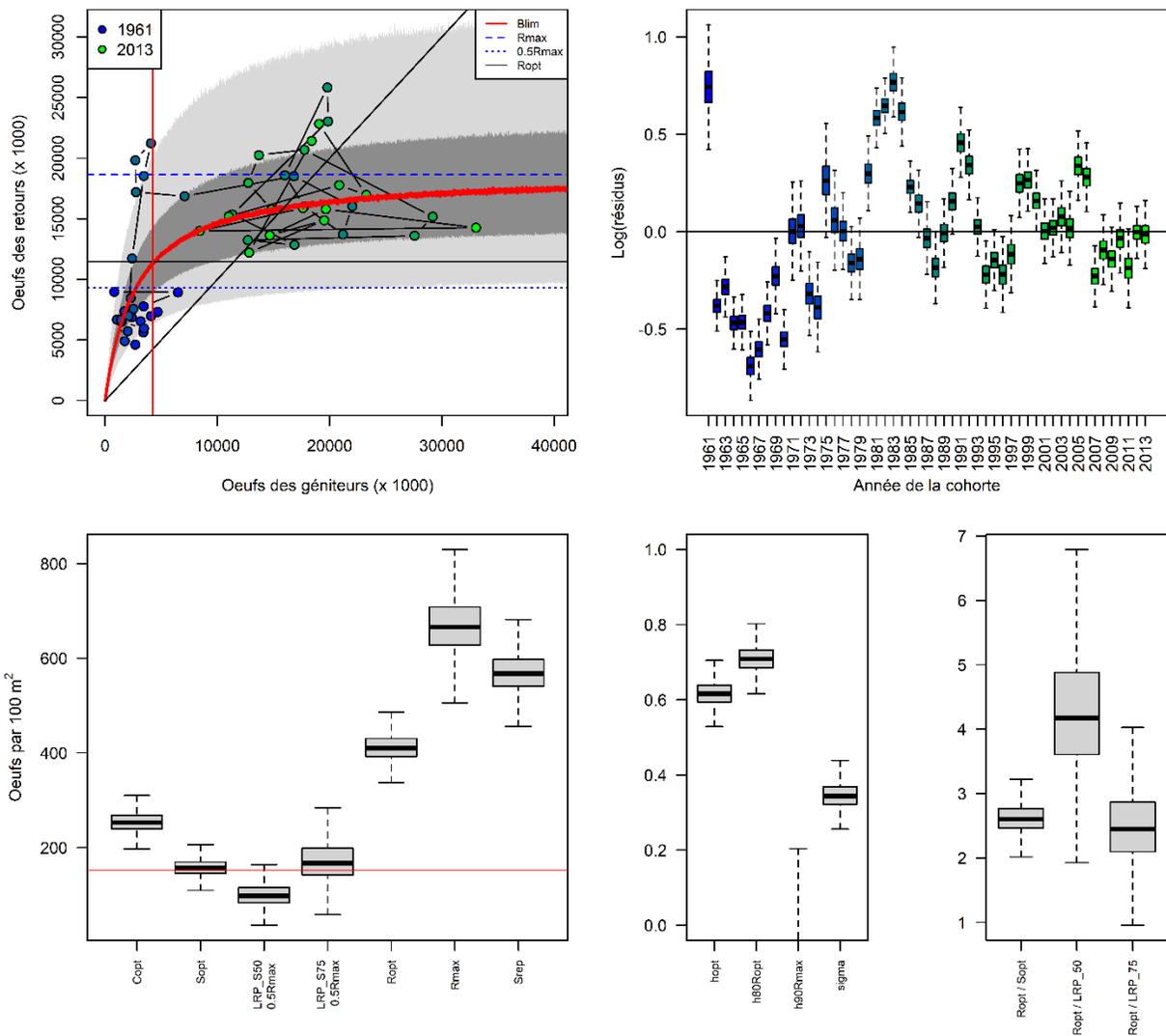


Figure A3.2. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Margaree, cohortes de 1961 à 2013. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

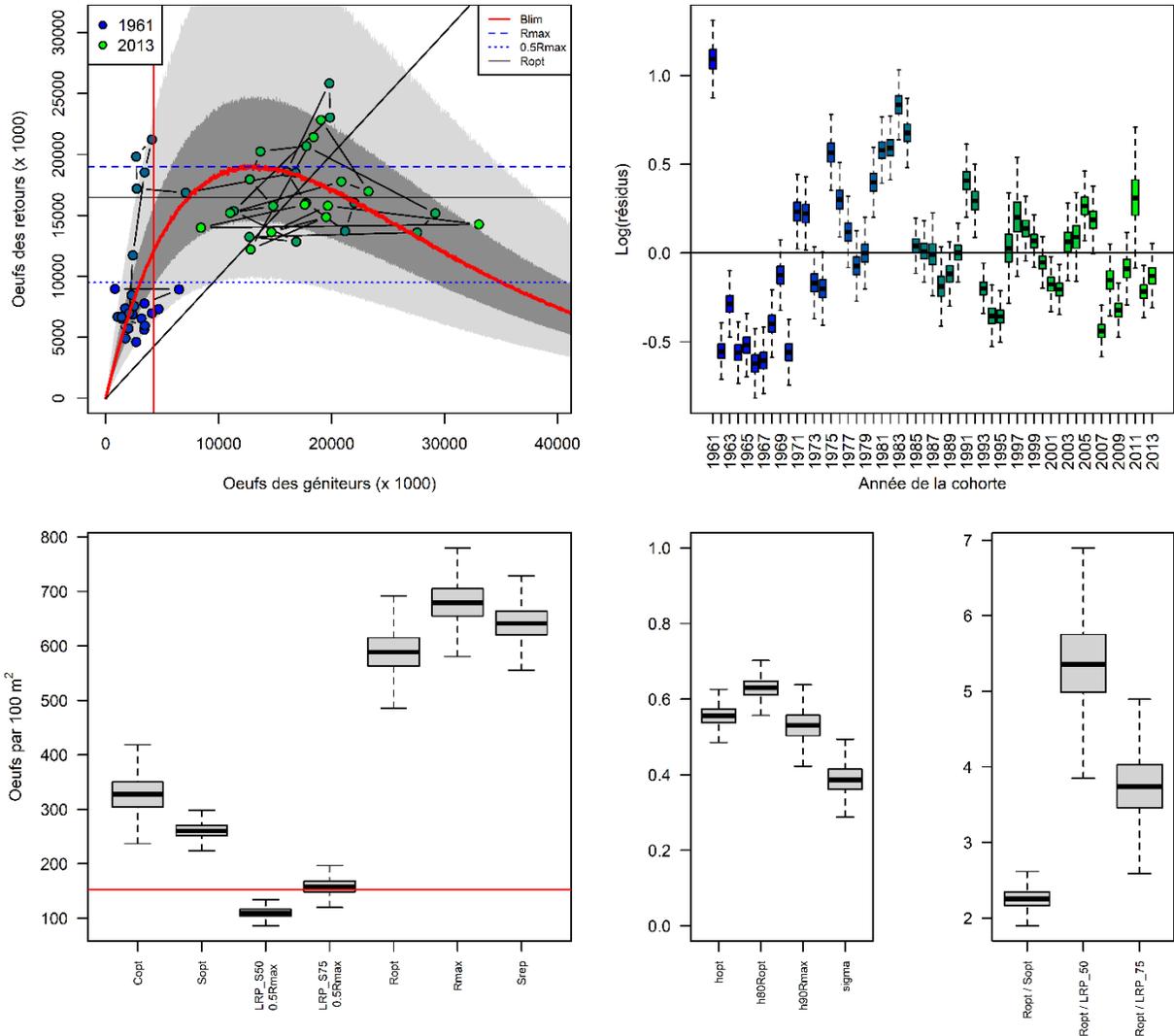


Figure A3.3. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Margaree, cohortes de 1961 à 2013. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

## ANNEXE 4. RÉSULTATS DE L'AJUSTEMENT INDÉPENDANT ET HIÉRARCHIQUE DU STOCK-RECRUTEMENT POUR LES RIVIÈRES DU QUÉBEC

La reconstitution de la série chronologique des œufs dans les géniteurs et les retours de douze rivières du Québec est décrite dans Dionne *et al.* (2015).

### Annexe 4A. Ajustements et diagnostics du modèle de Beverton-Holt ajusté indépendamment aux douze rivières du Québec

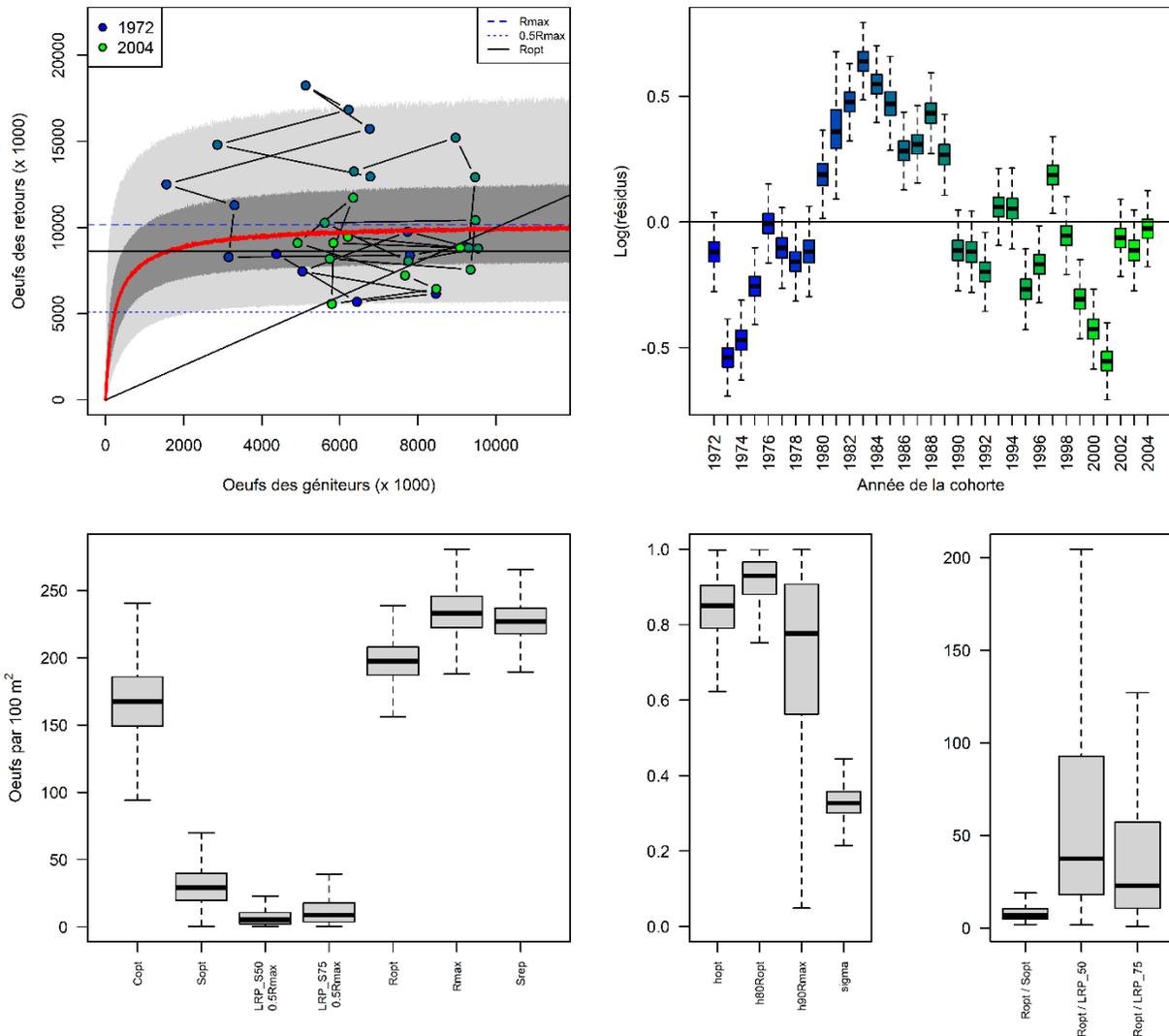


Figure A4.A.1. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Bonaventure, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

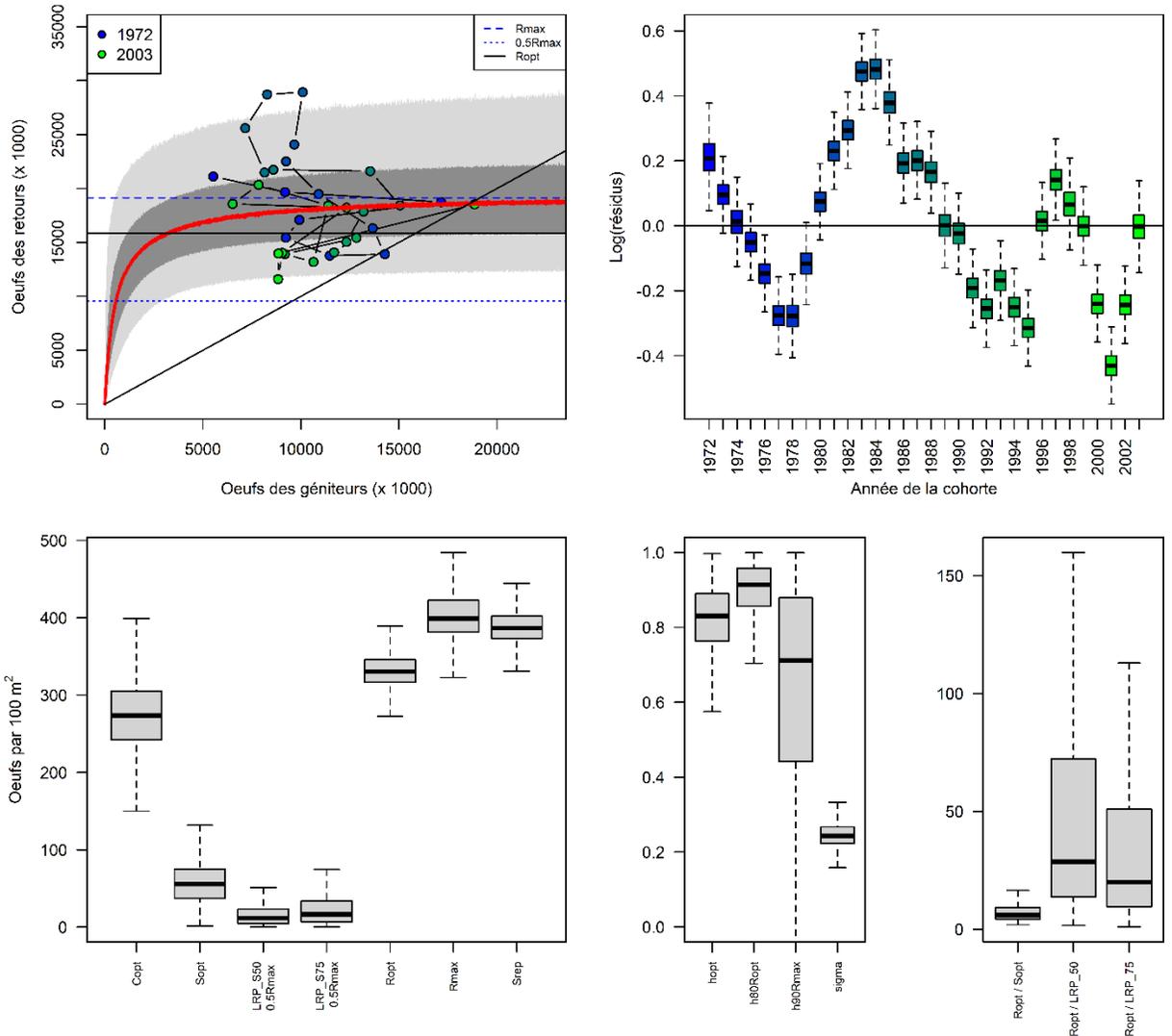


Figure A4.A.2. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Cascapédia, cohortes de 1972 à 2003. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

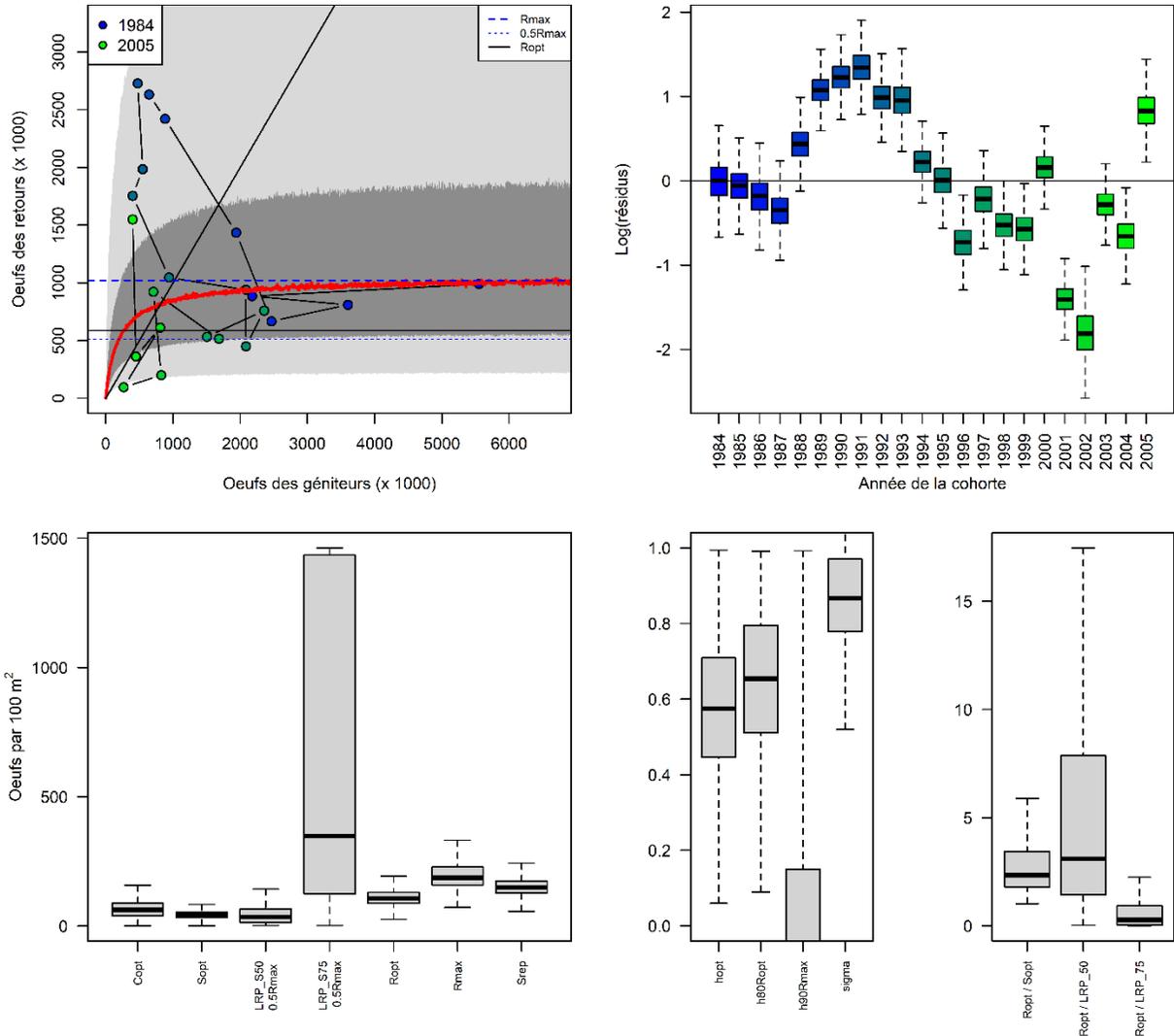


Figure A4.A.3. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière de la Chaloupe, cohortes de 1984 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

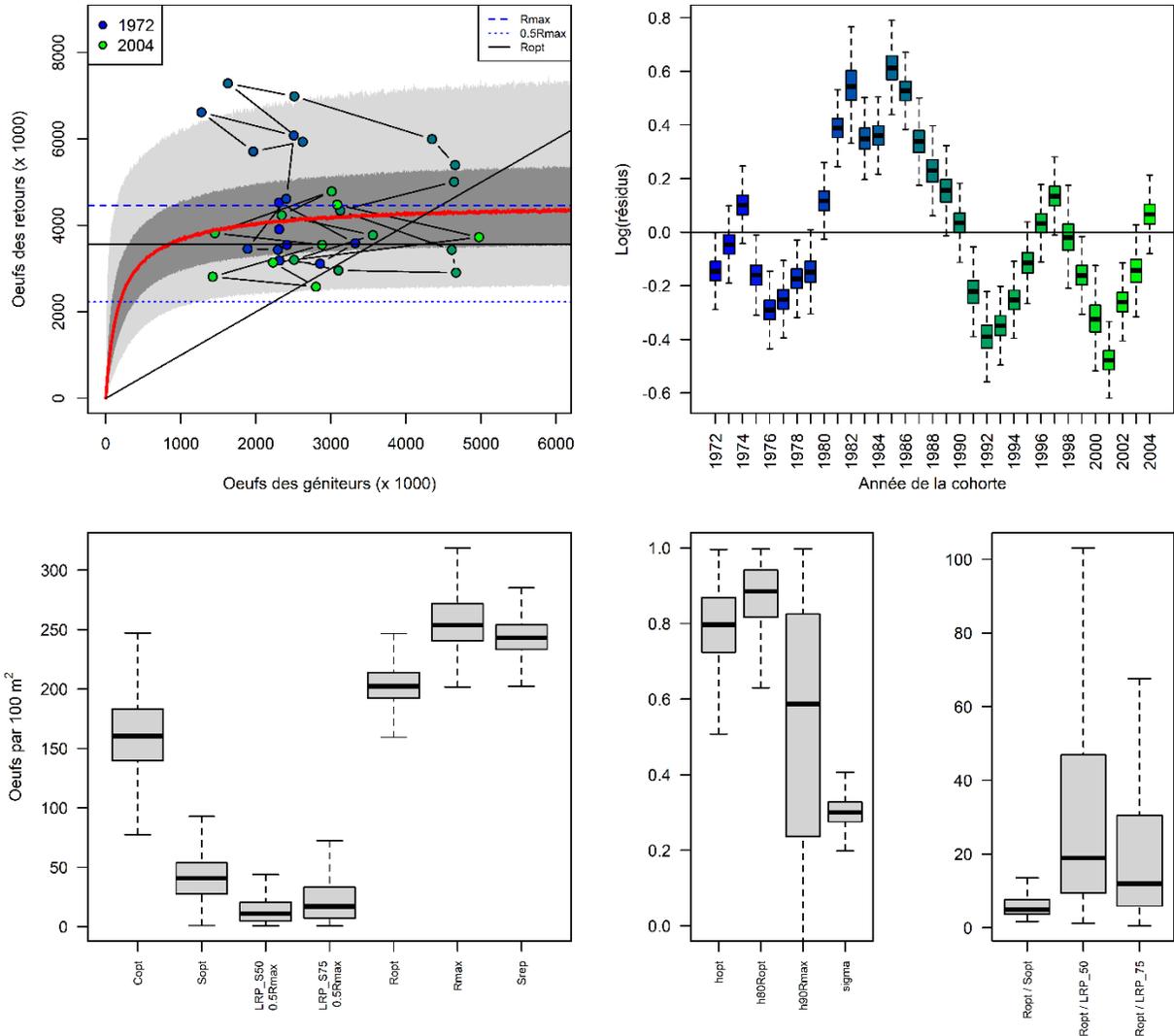


Figure A4.A.4. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Dartmouth, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

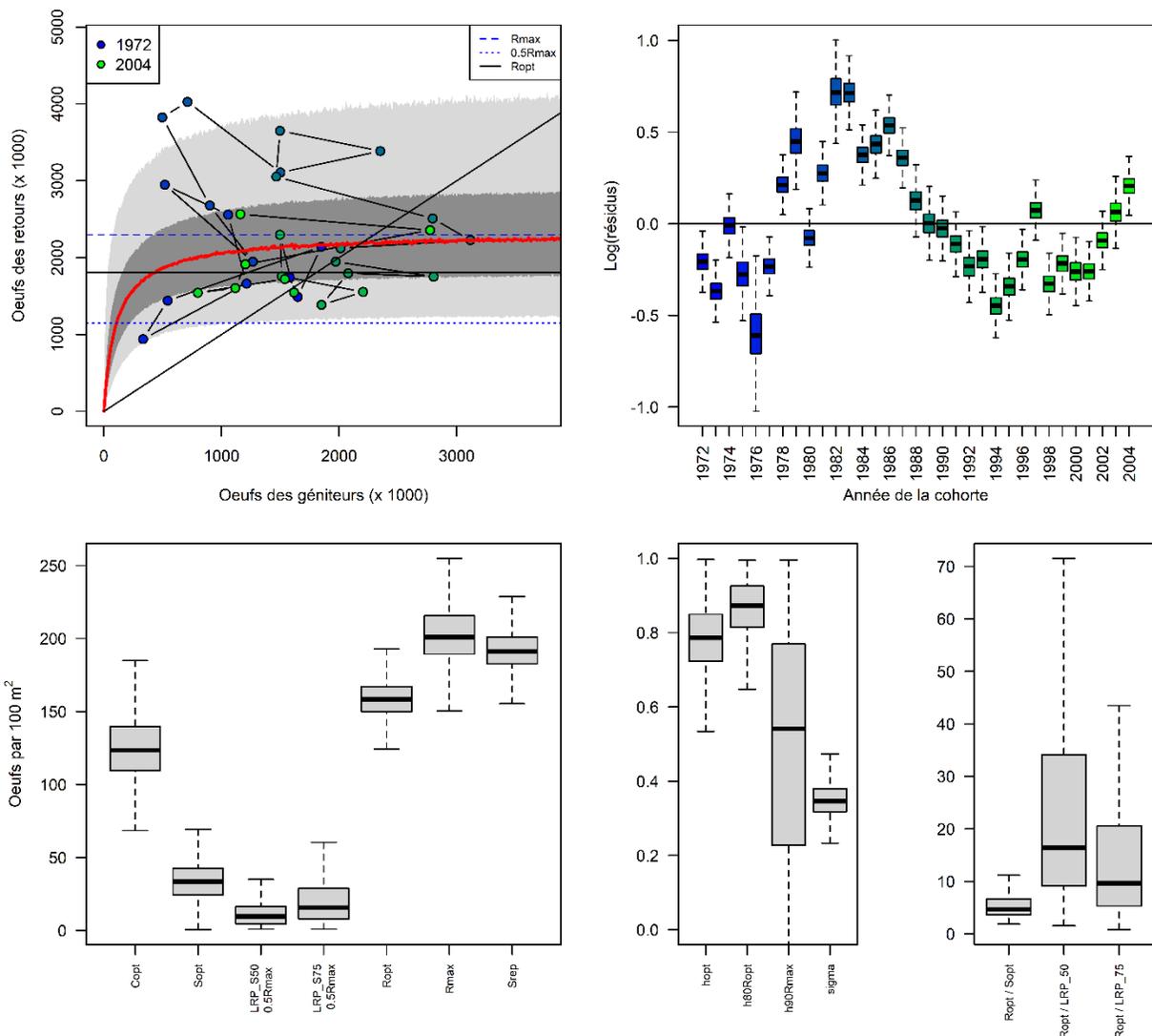


Figure A4.A.5. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Grande Rivière, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

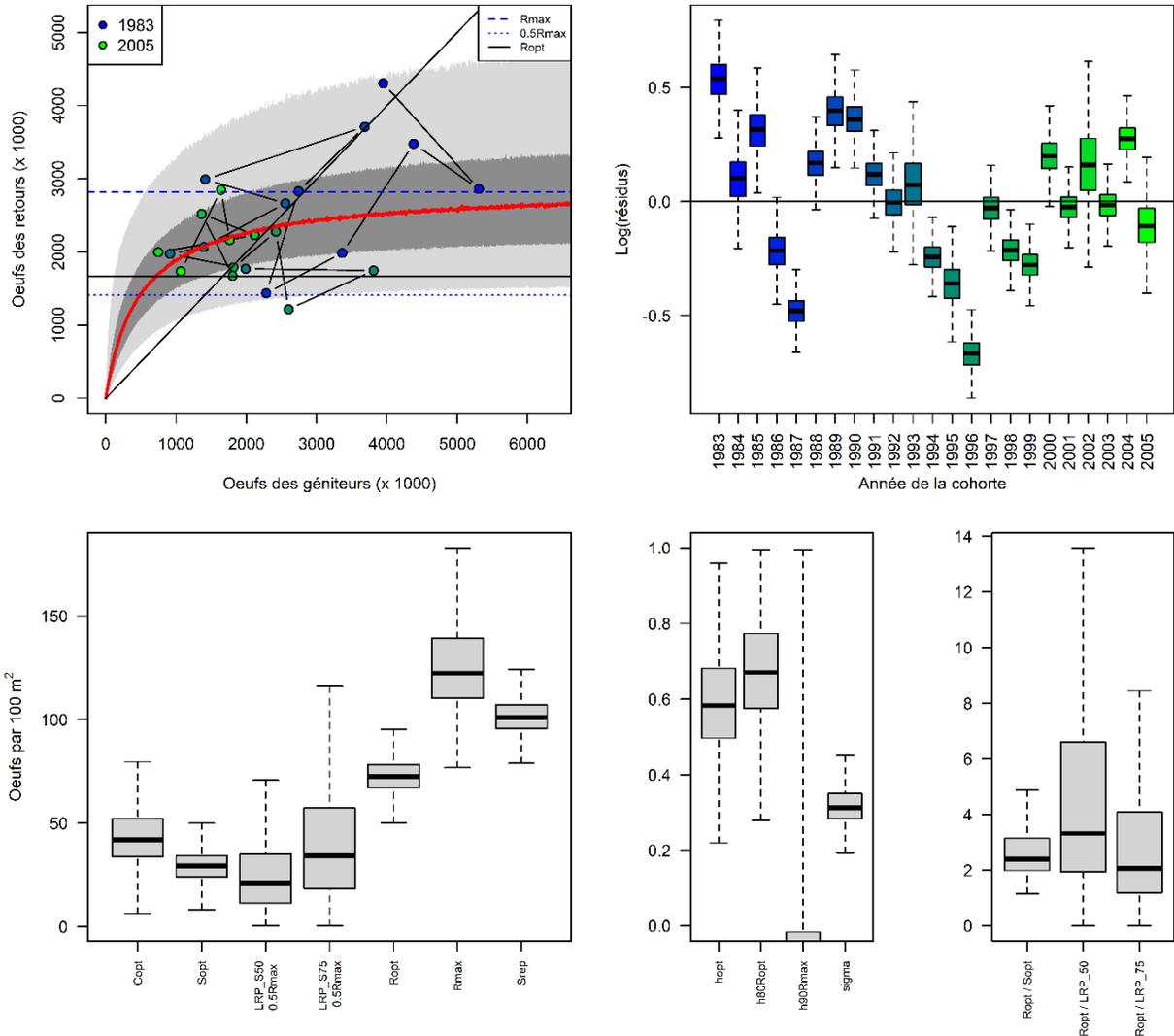


Figure A4.A.6. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Jupiter, cohortes de 1983 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

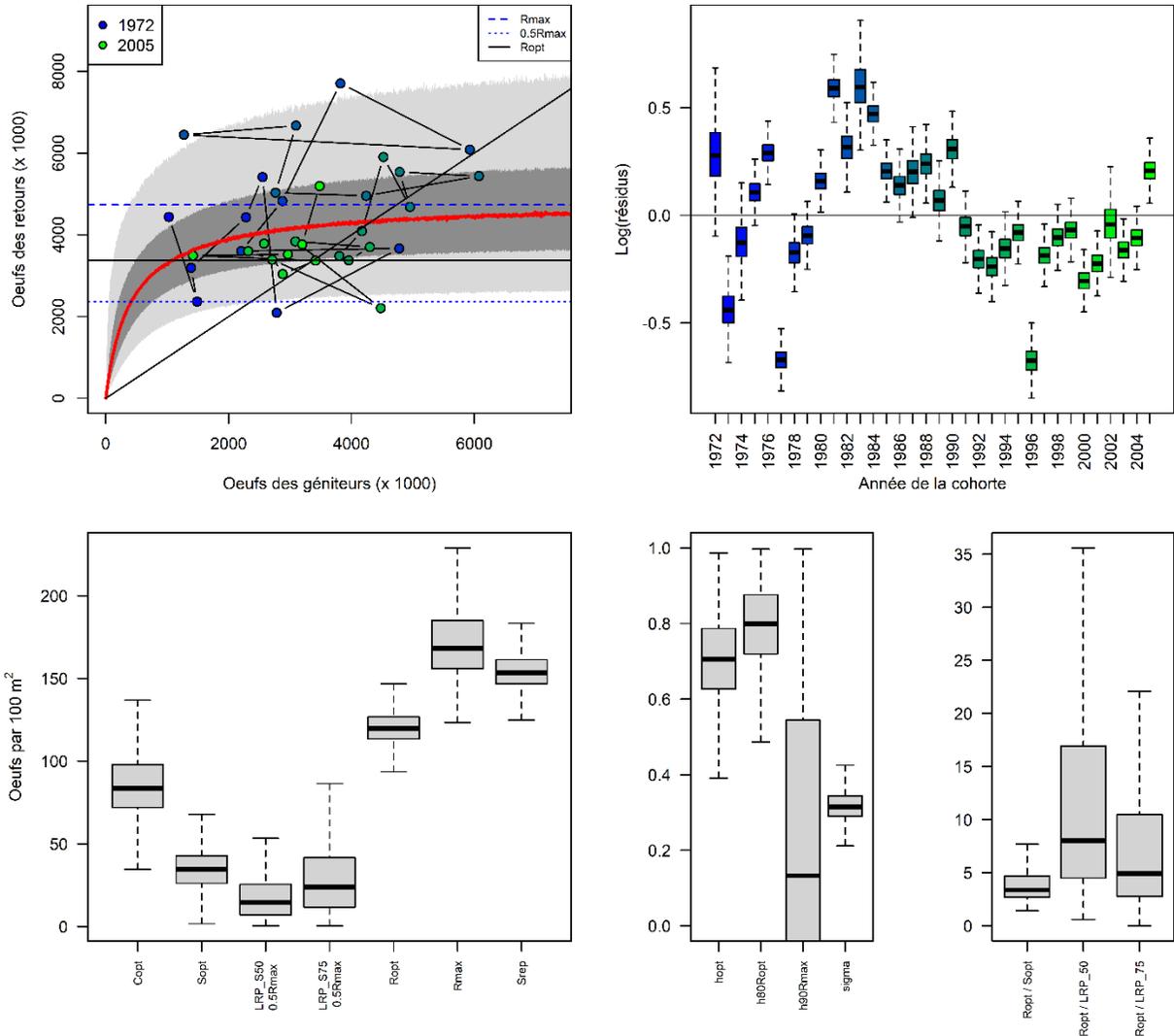


Figure A4.A.7. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Madeleine, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

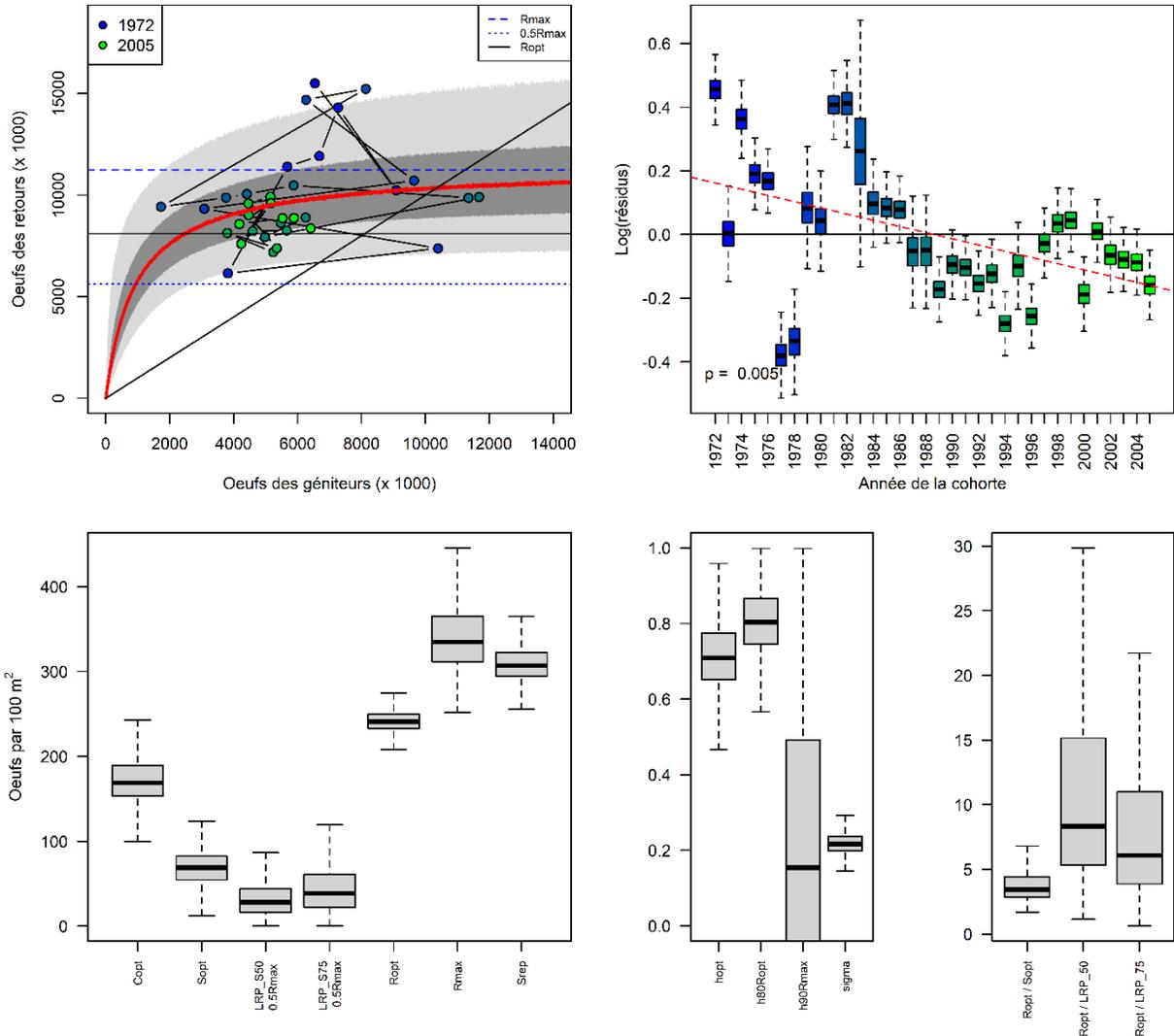


Figure A4.A.8. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Matane, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

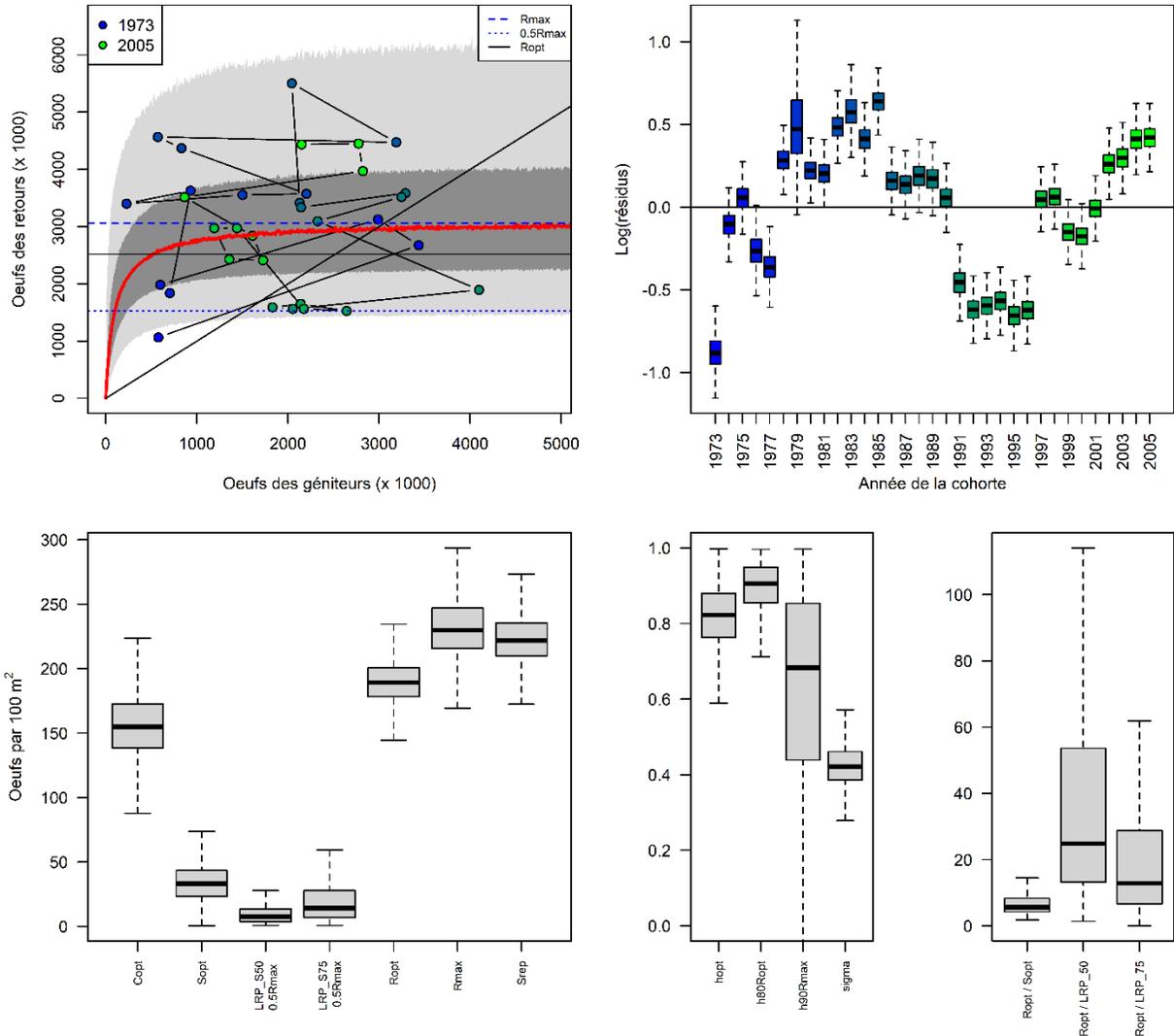


Figure A4.A.9. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Sainte-Anne, cohortes de 1973 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

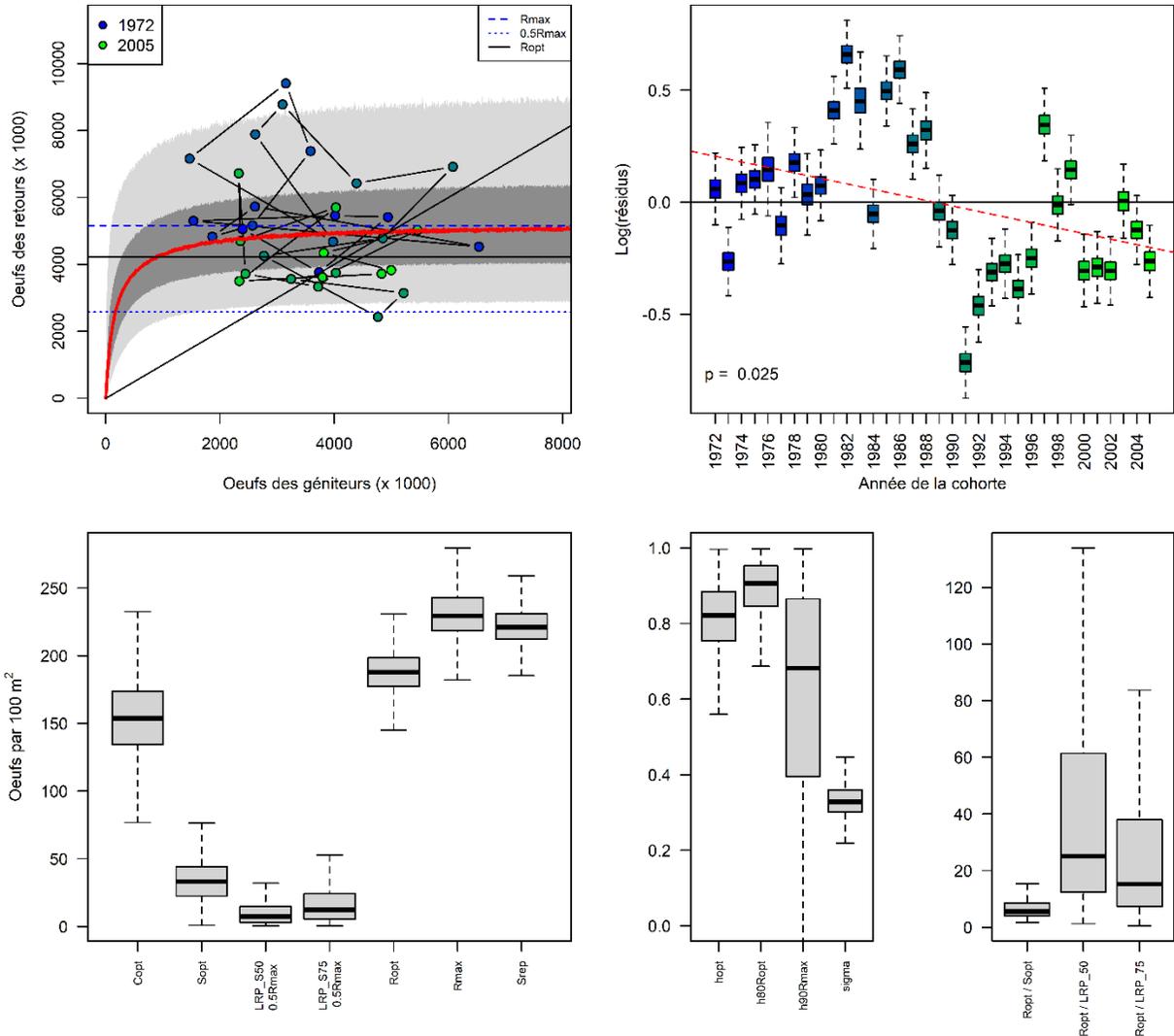


Figure A4.A.10. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Saint-Jean, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

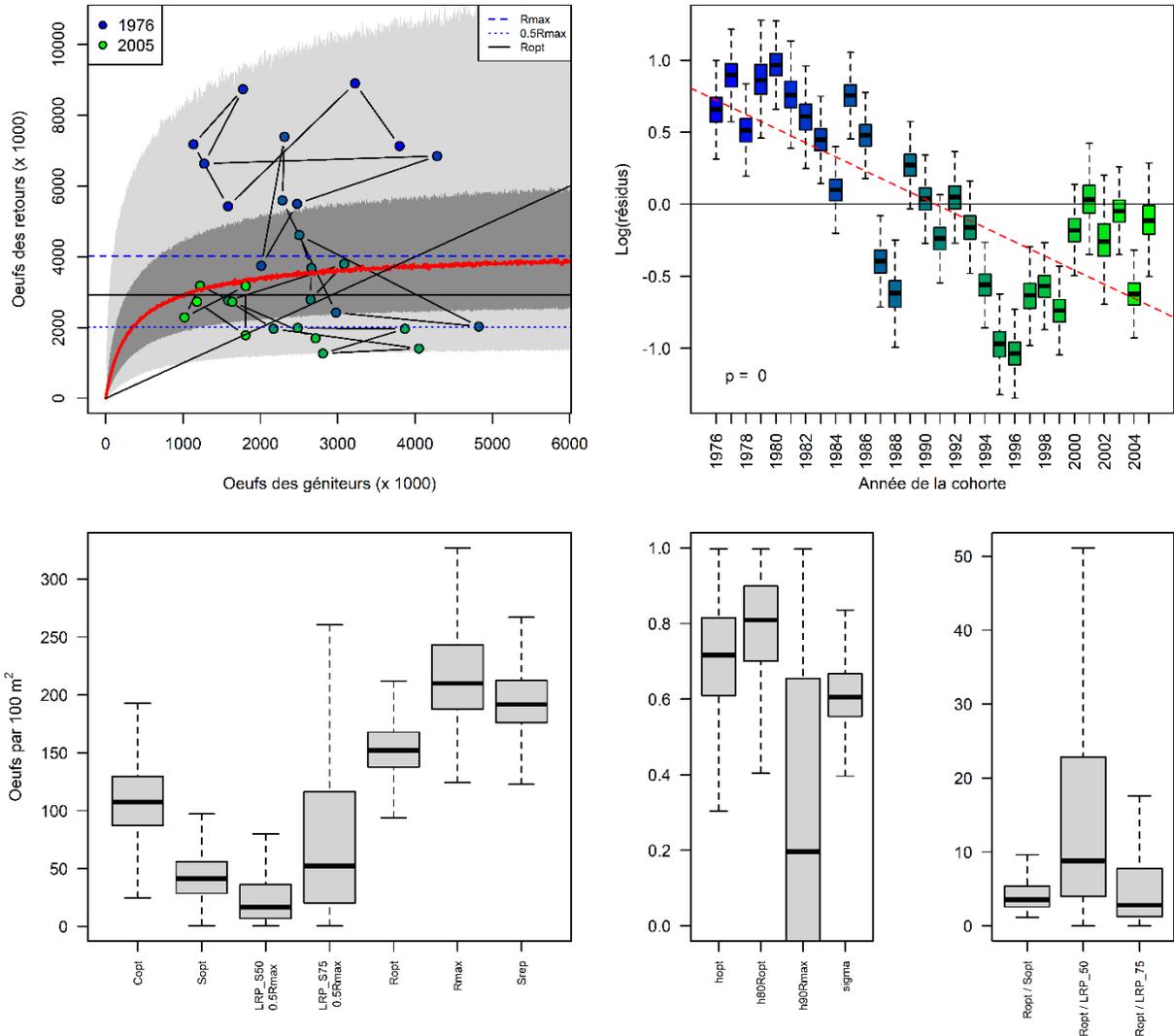


Figure A4.A.11. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière de la Trinité, cohortes de 1976 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

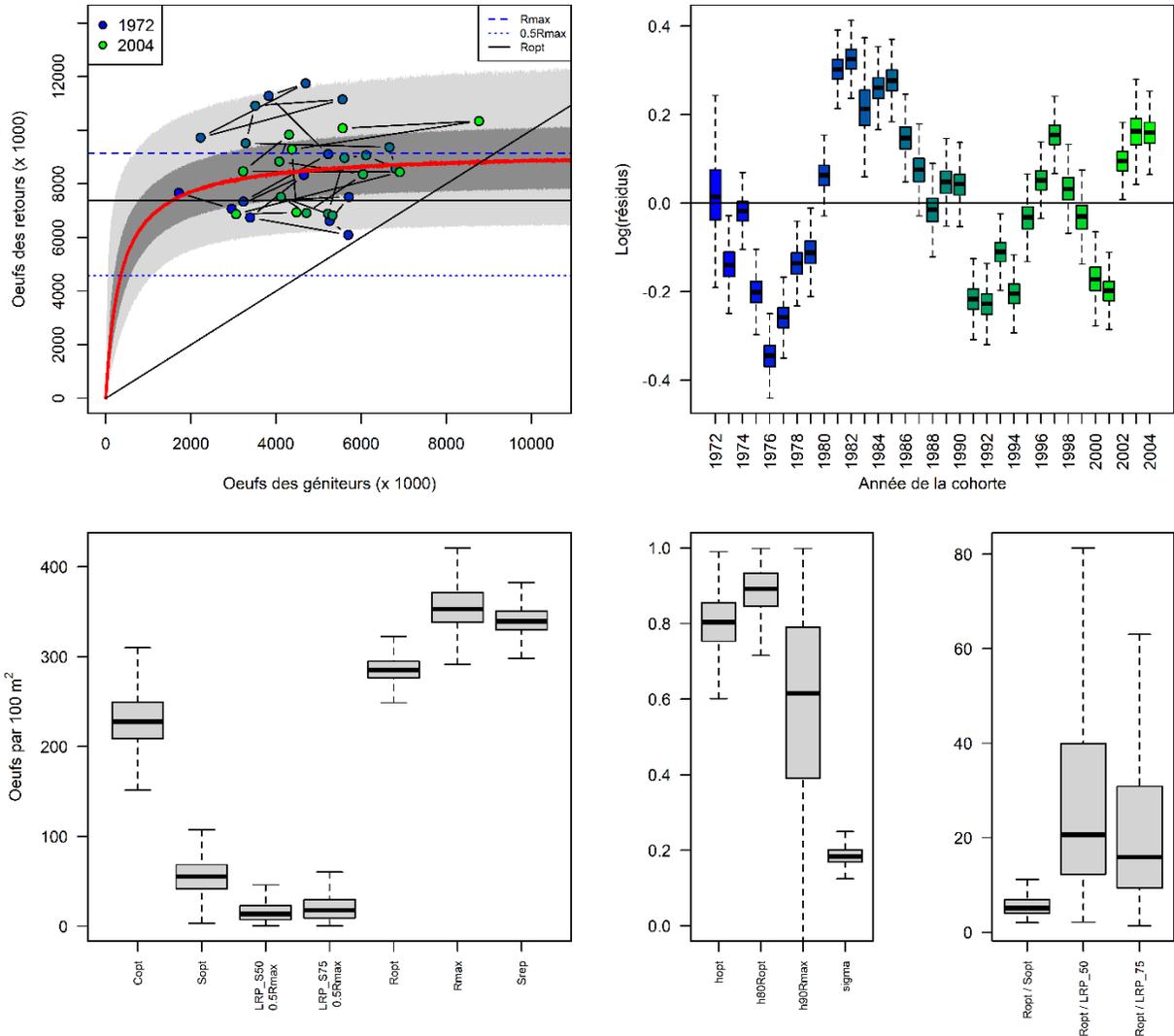


Figure A4.A.12. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière York, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

## Annexe 4B. Ajustements et diagnostics du modèle de Ricker ajusté indépendamment aux douze rivières du Québec

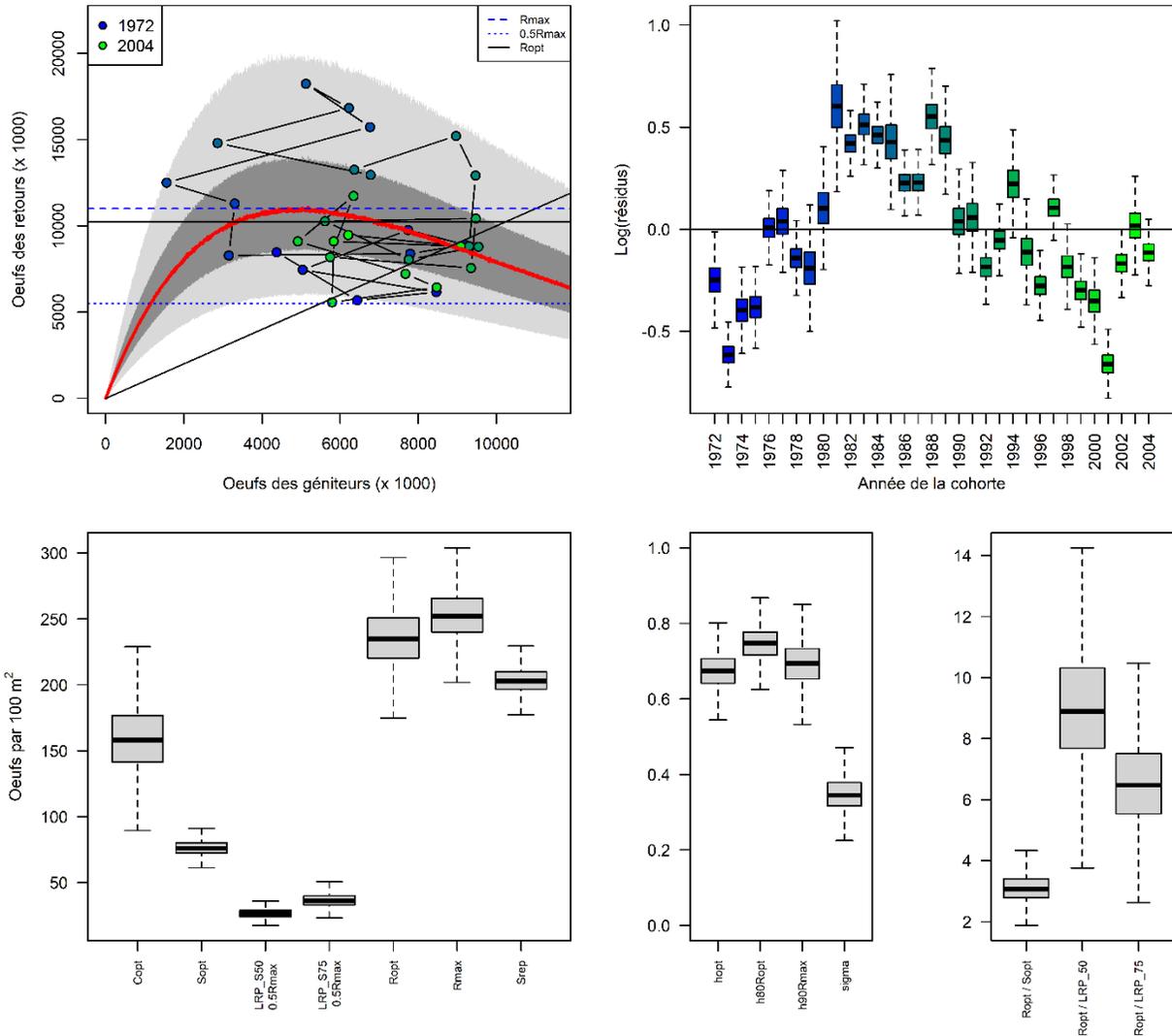


Figure A4.B.1. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Bonaventure, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

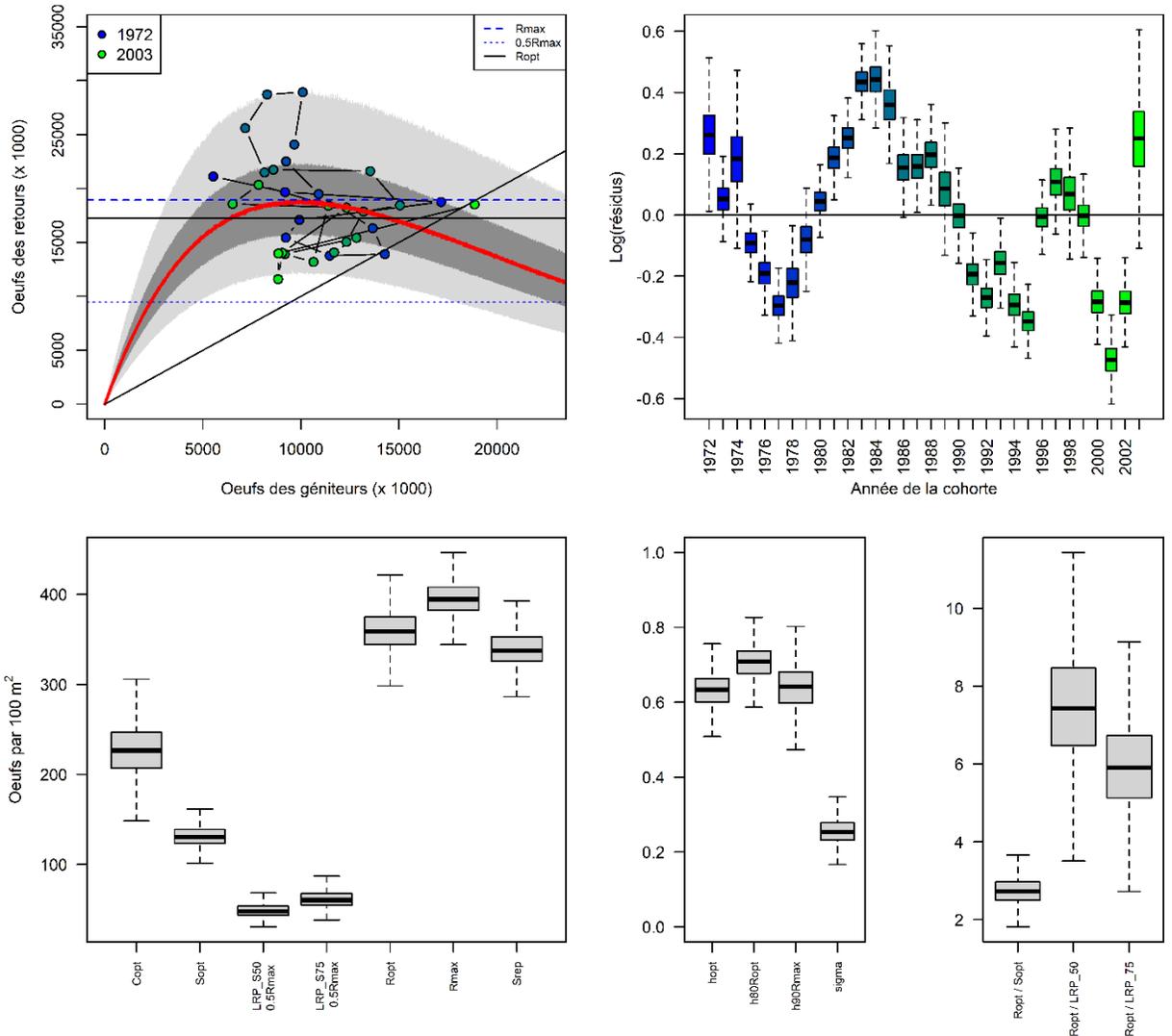


Figure A4.B.2. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Cascapédia, cohortes de 1972 à 2003. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

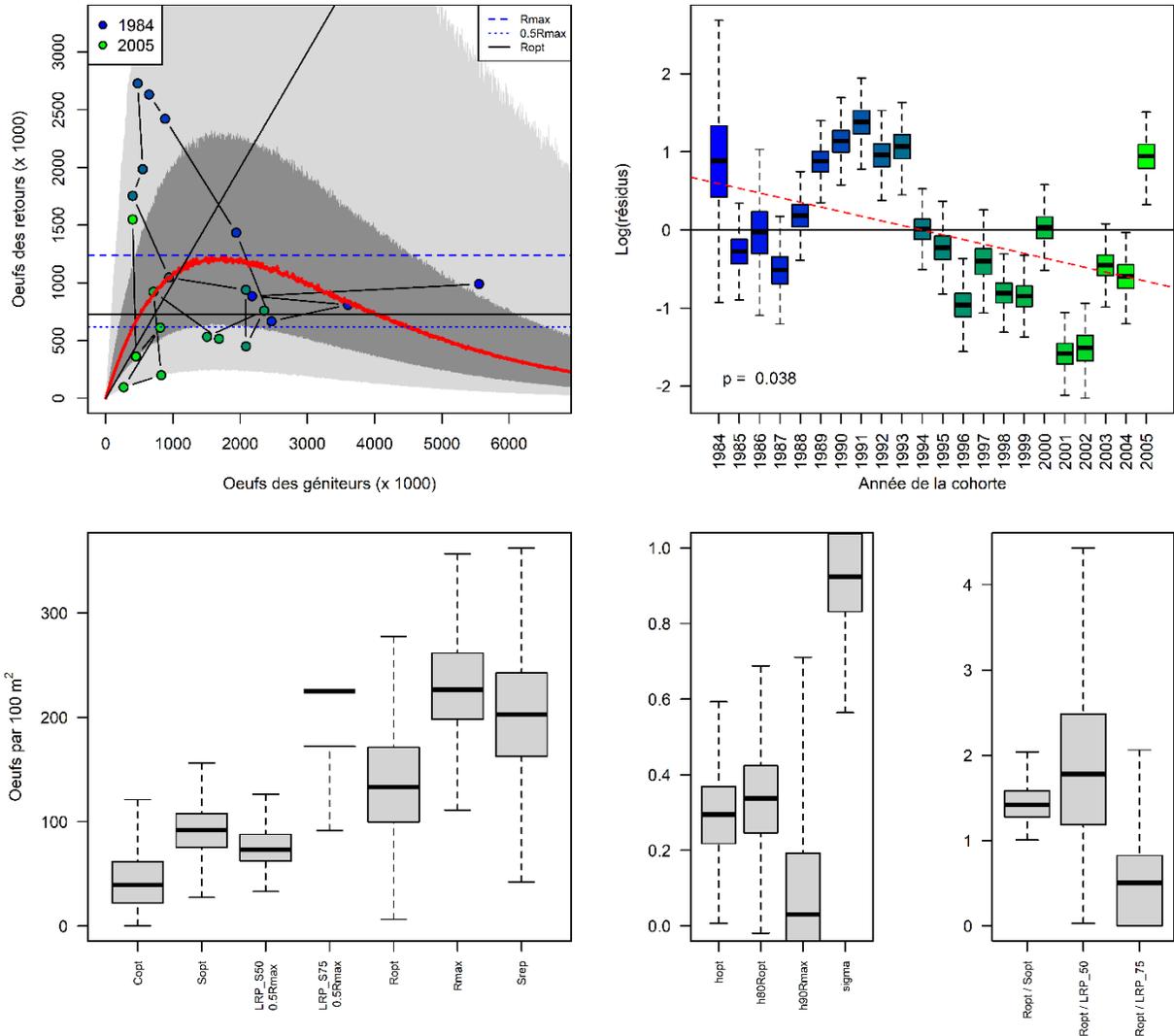


Figure A4.B.3. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière de la Chaloupe, cohortes de 1984 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

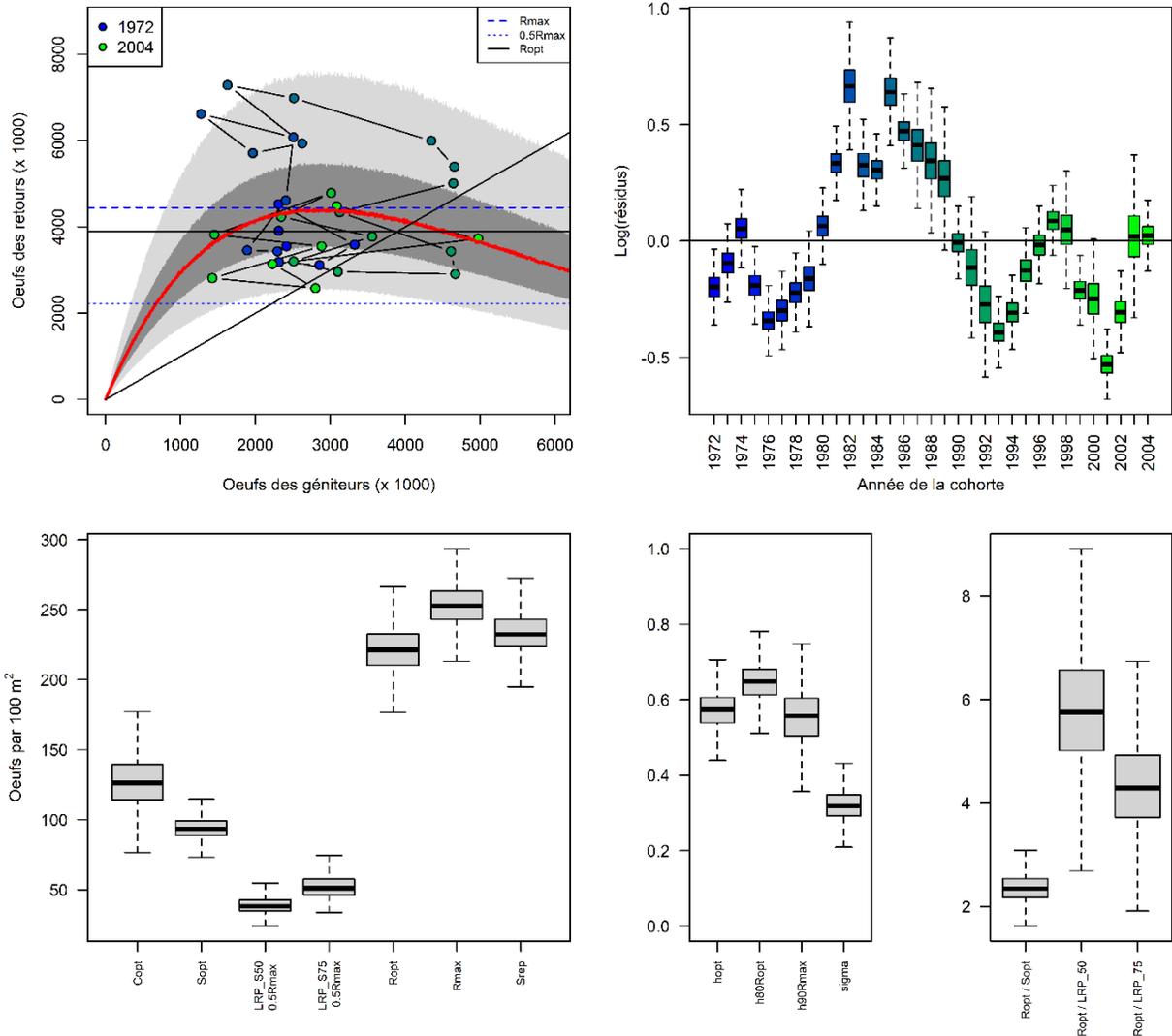


Figure A4.B.4. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Dartmouth, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

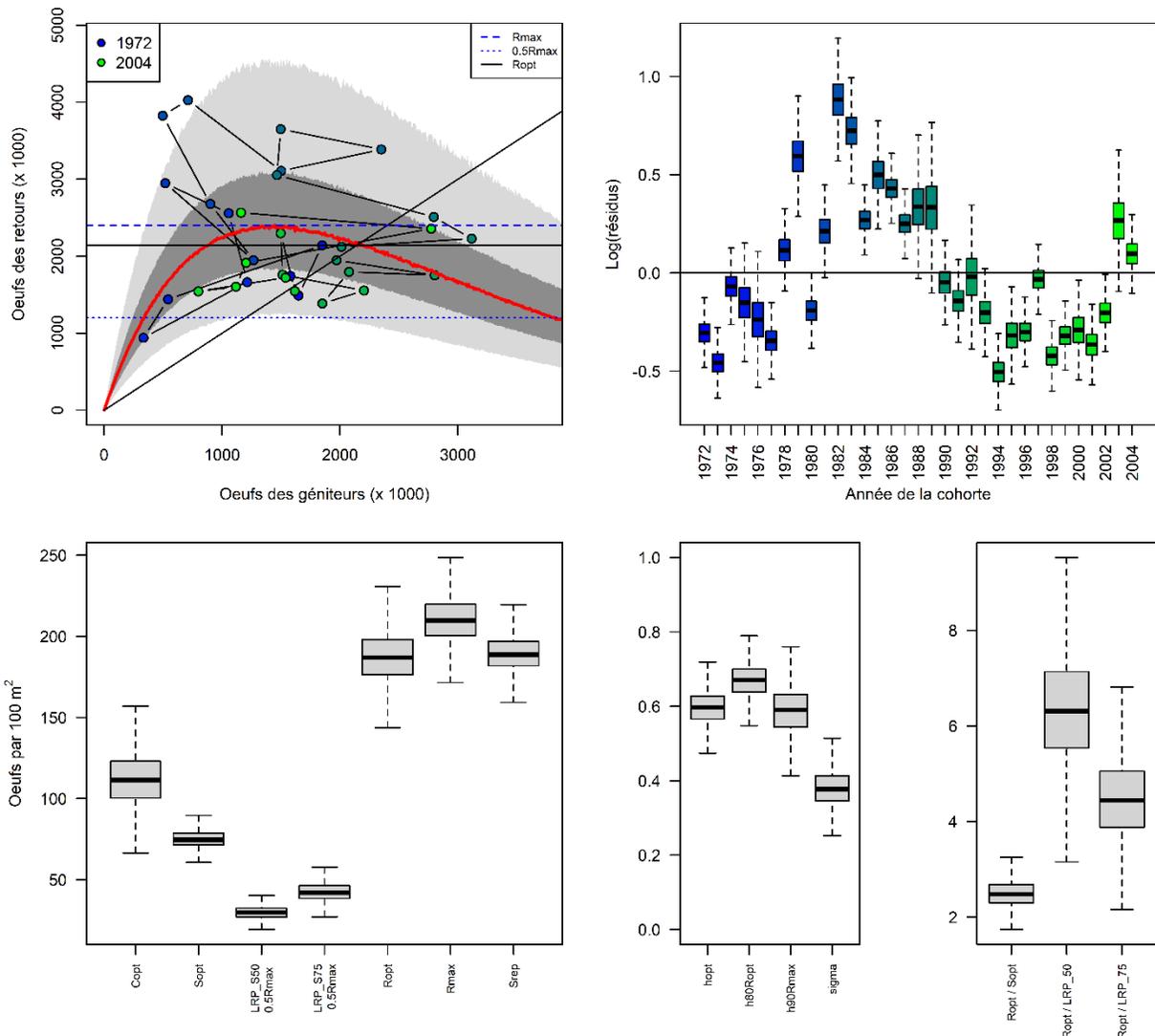


Figure A4.B.5. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Grande-Rivière, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

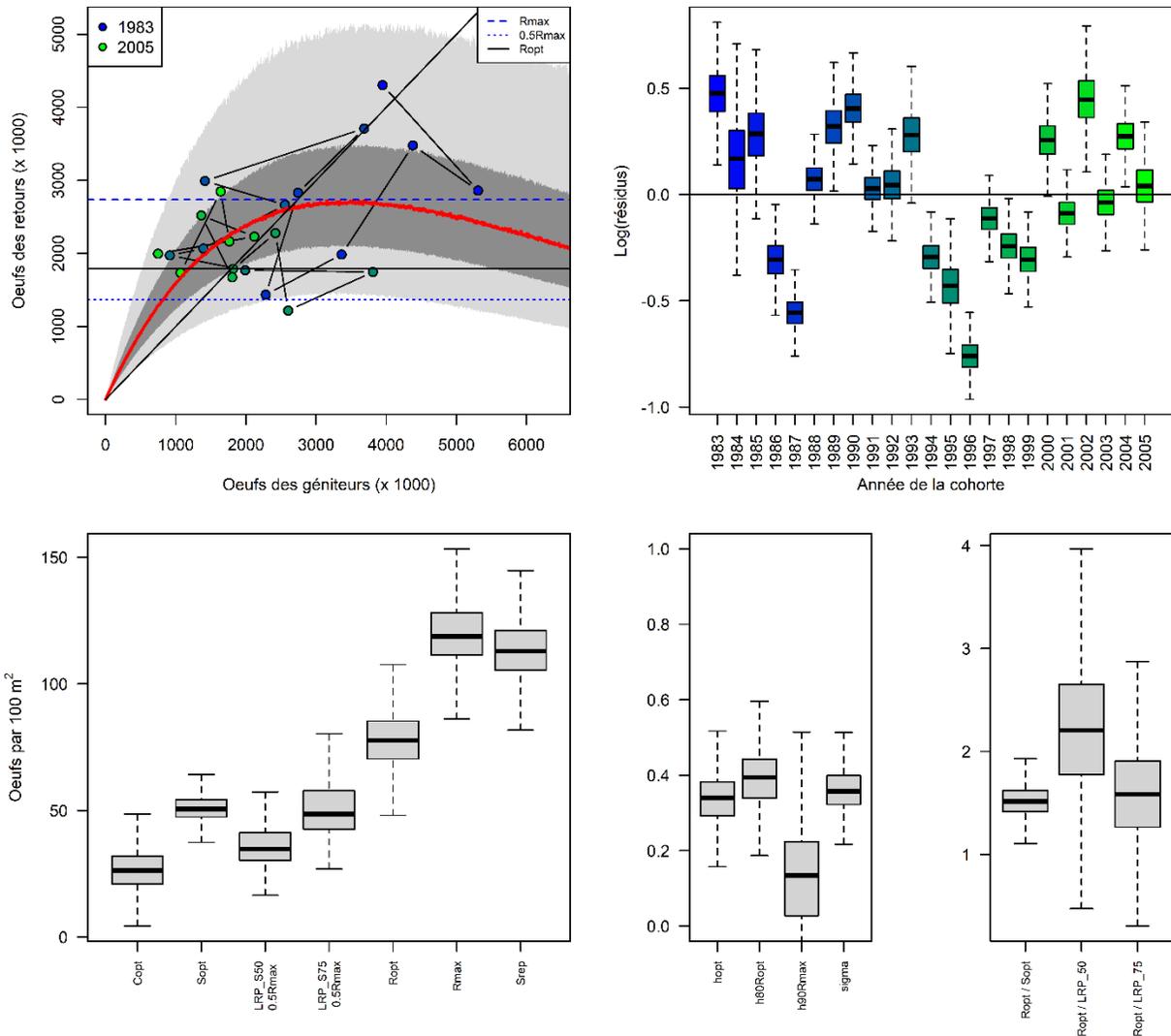


Figure A4.B.6. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Jupiter, cohortes de 1983 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

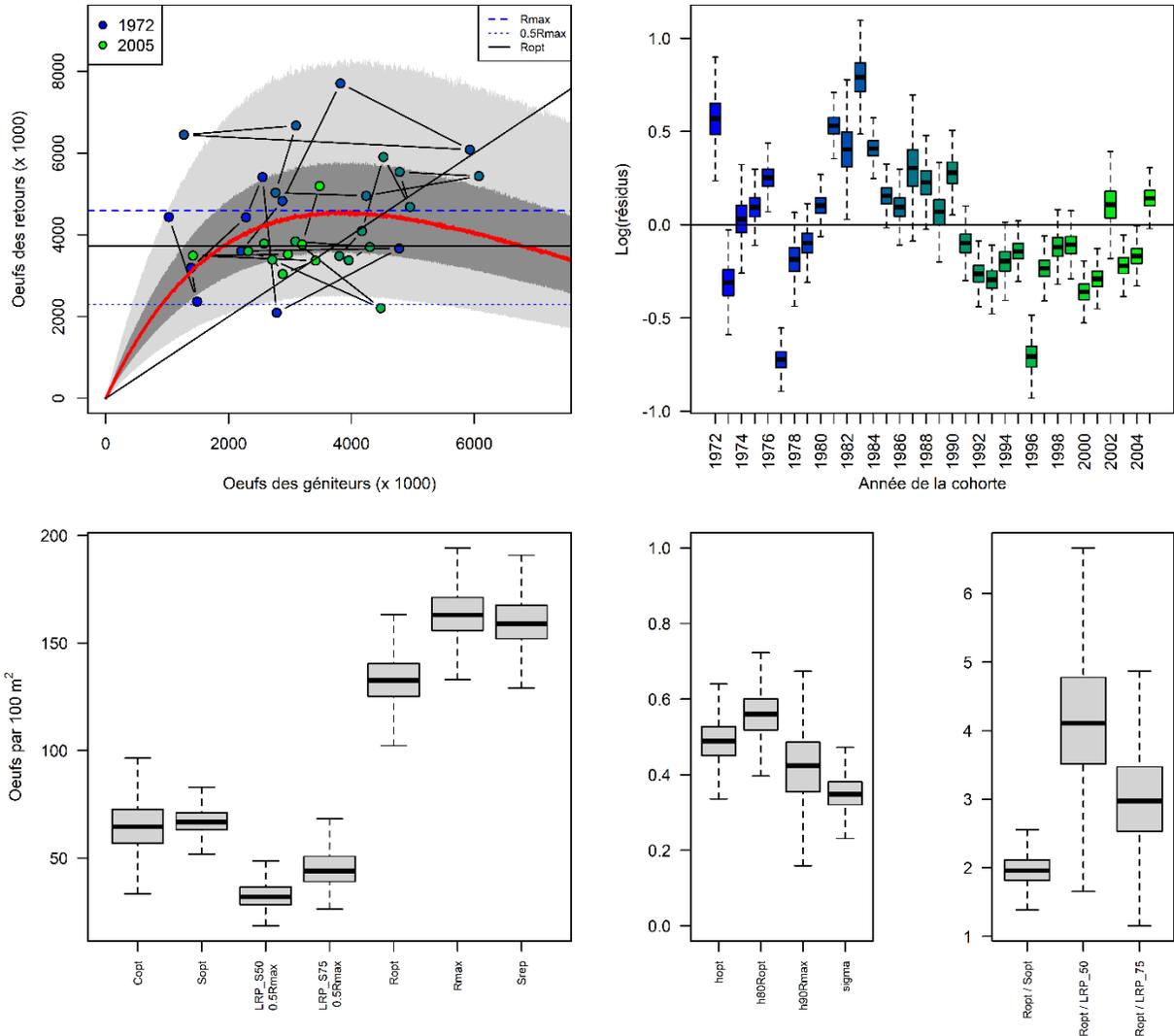


Figure A4.B.7. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Madeleine, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

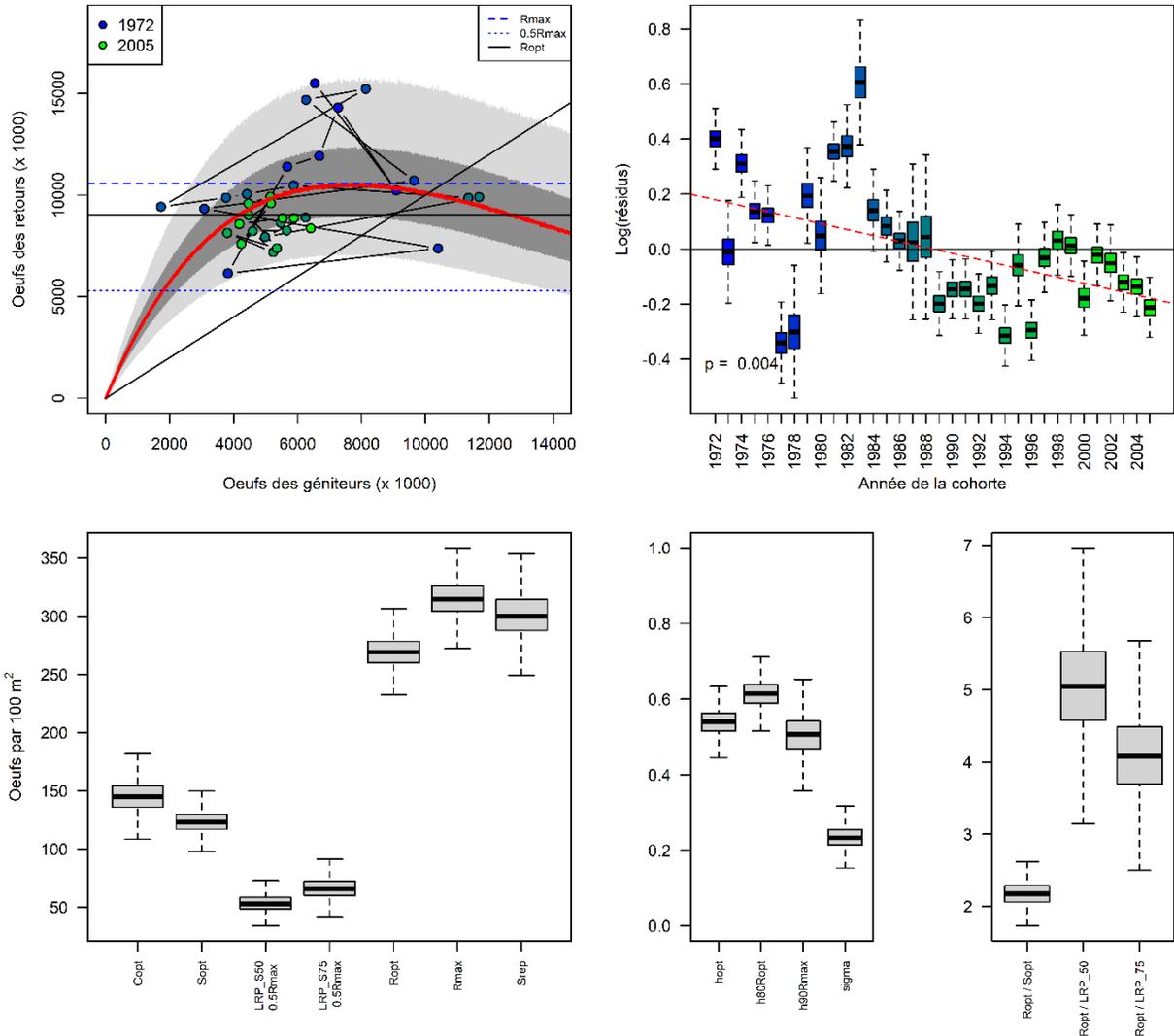


Figure A4.B.8. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Matane, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

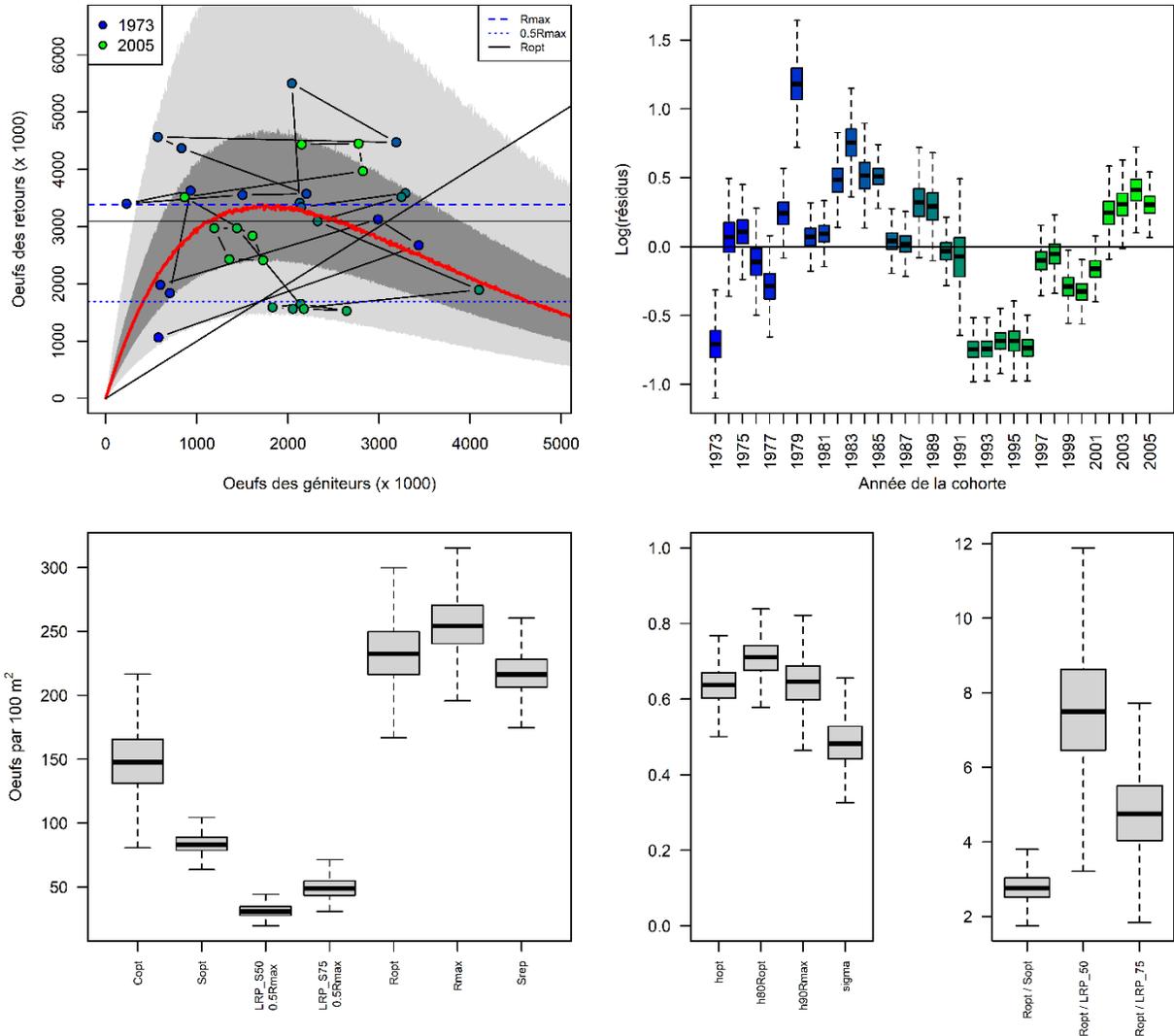


Figure A4.B.9. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Sainte-Anne, cohortes de 1973 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

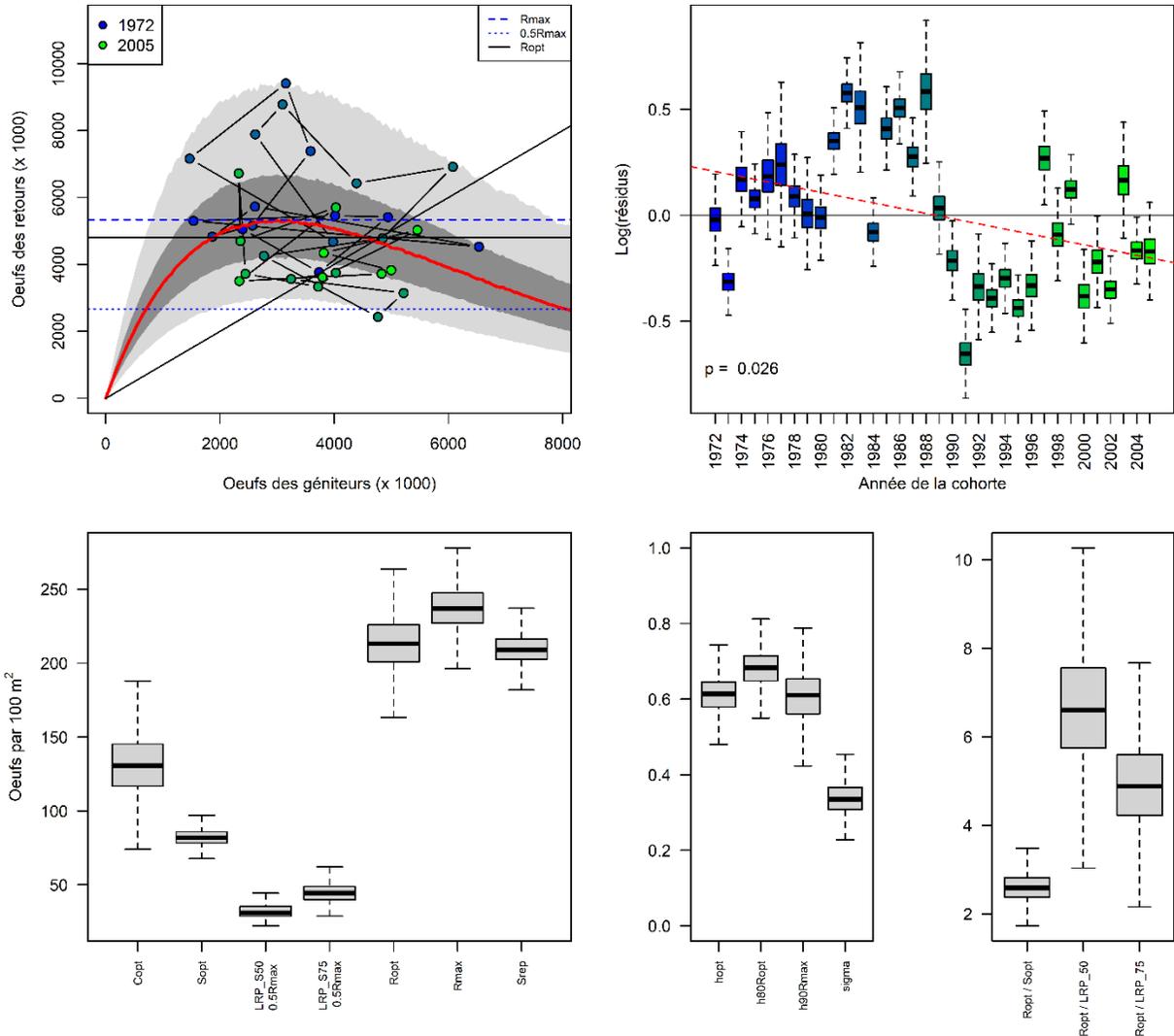


Figure A4.B.10. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Saint-Jean, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

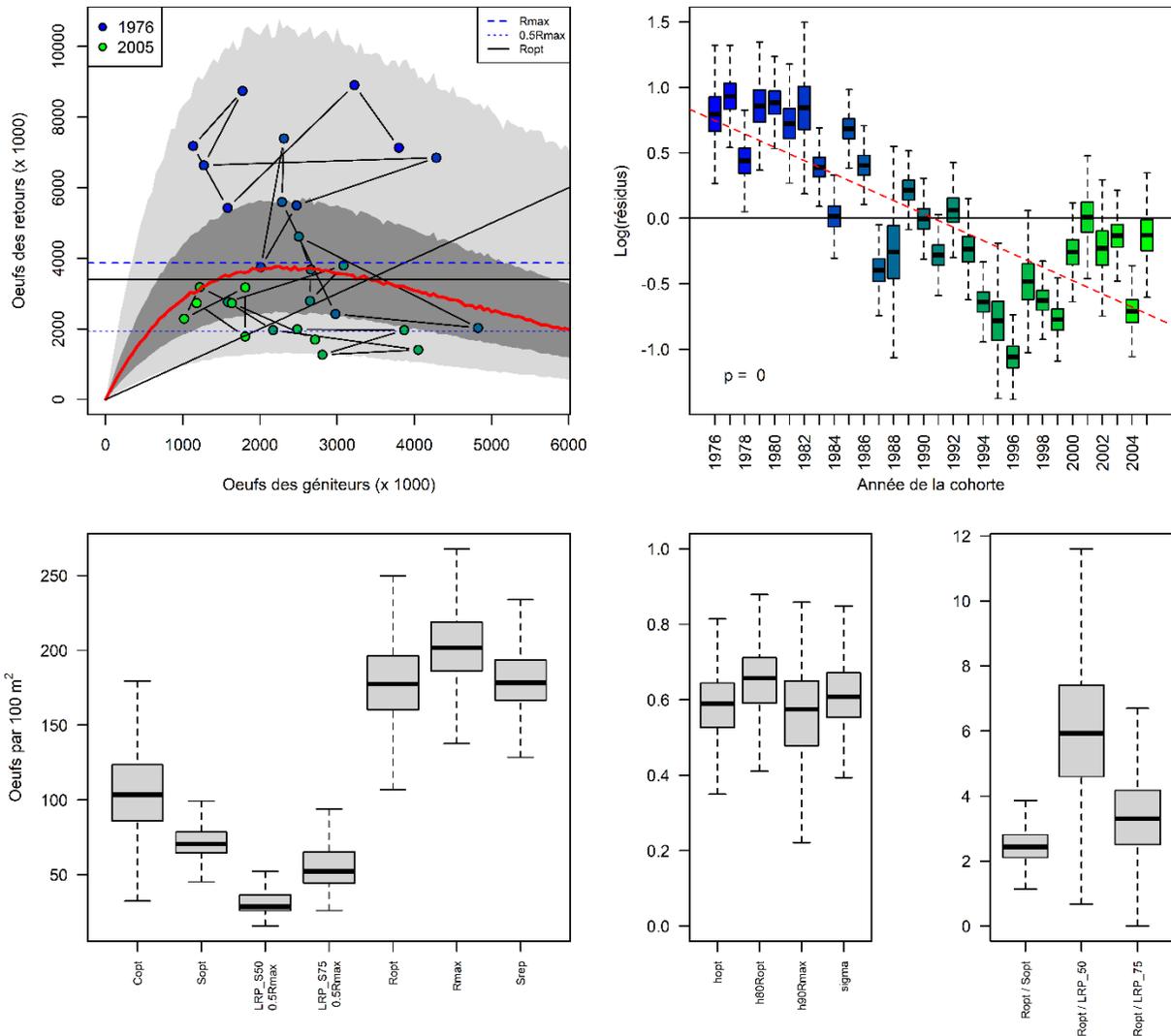


Figure A4.B.11. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière de la Trinité, cohortes de 1976 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

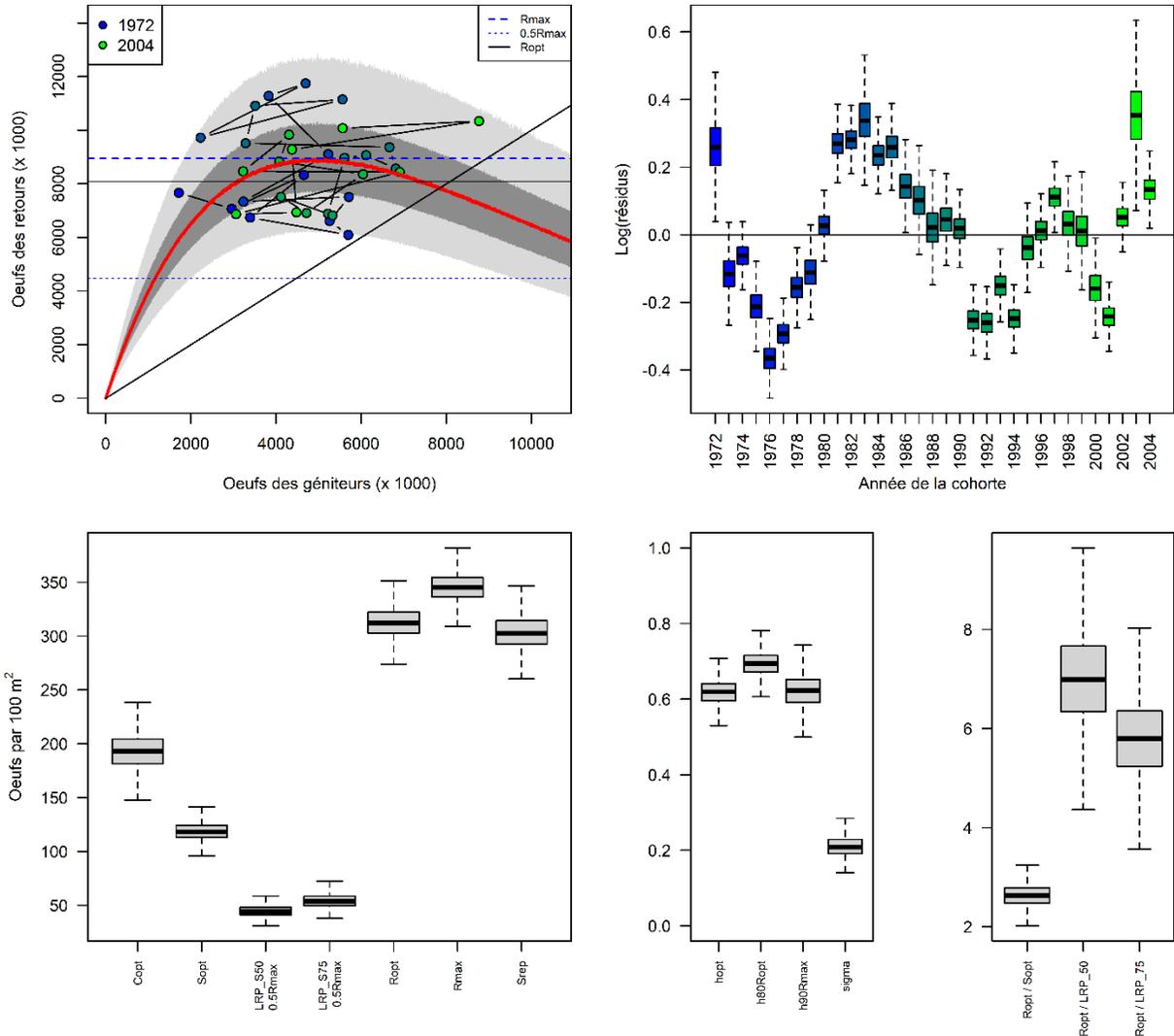


Figure A4.B.12. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement indépendant de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière York, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

## Annexe 4C. Ajustements et diagnostics du modèle hiérarchique de Ricker ajusté à dix rivières du Québec et à deux rivières de la région du Golfe

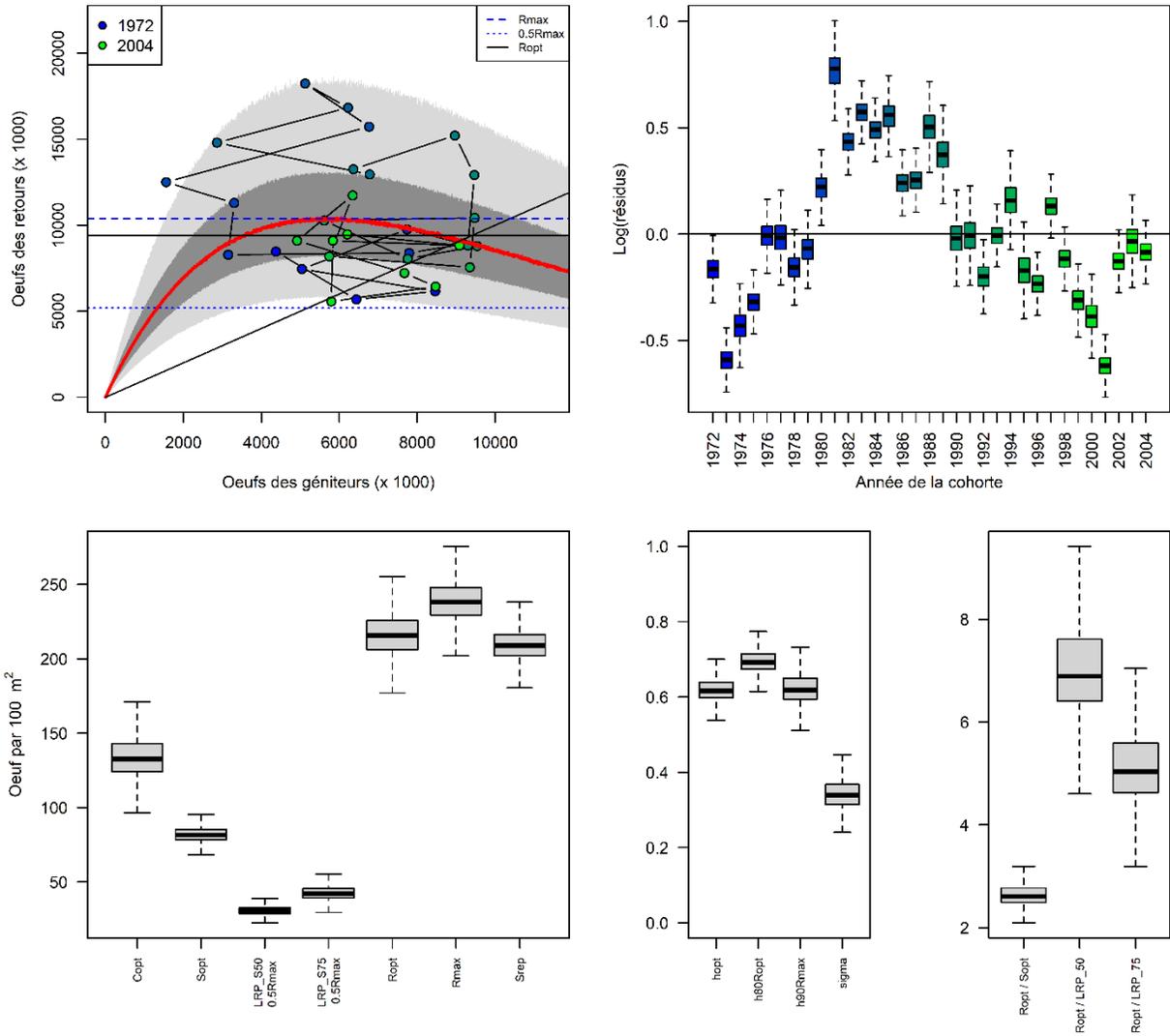


Figure A4.C.1. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Bonaventure, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

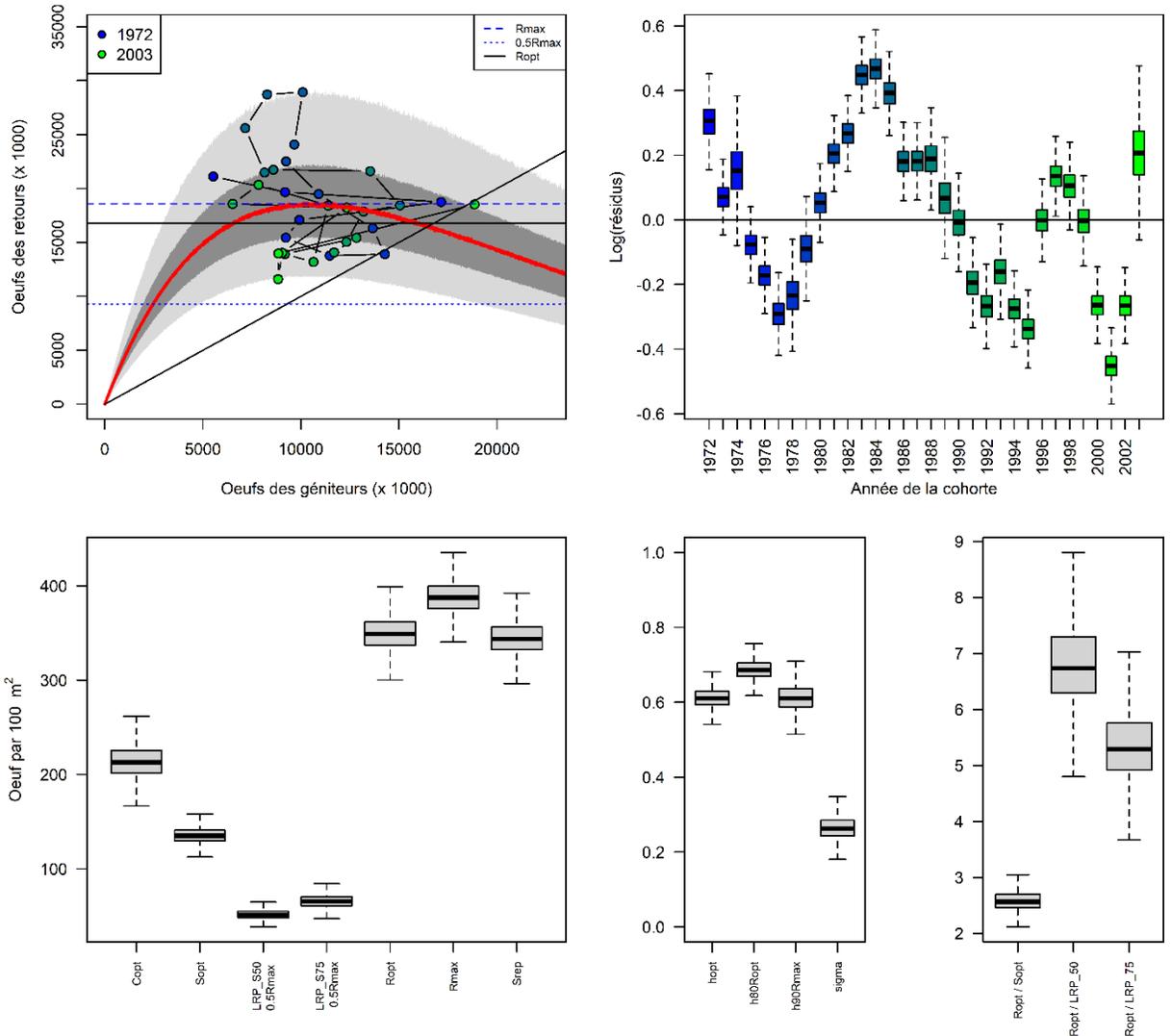


Figure A4.C.2. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Cascapédia, cohortes de 1972 à 2003. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

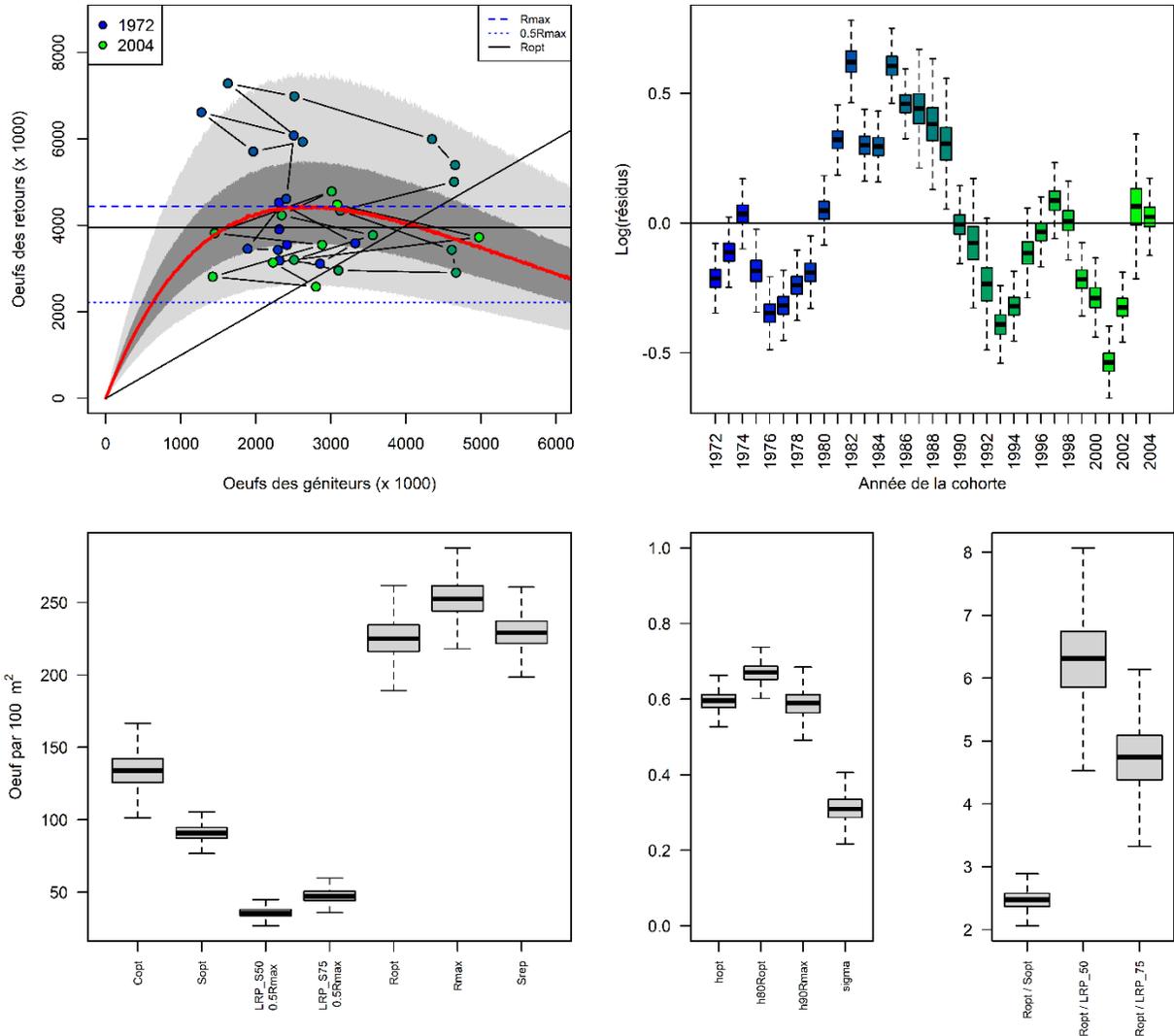


Figure A4.C.3. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Dartmouth, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

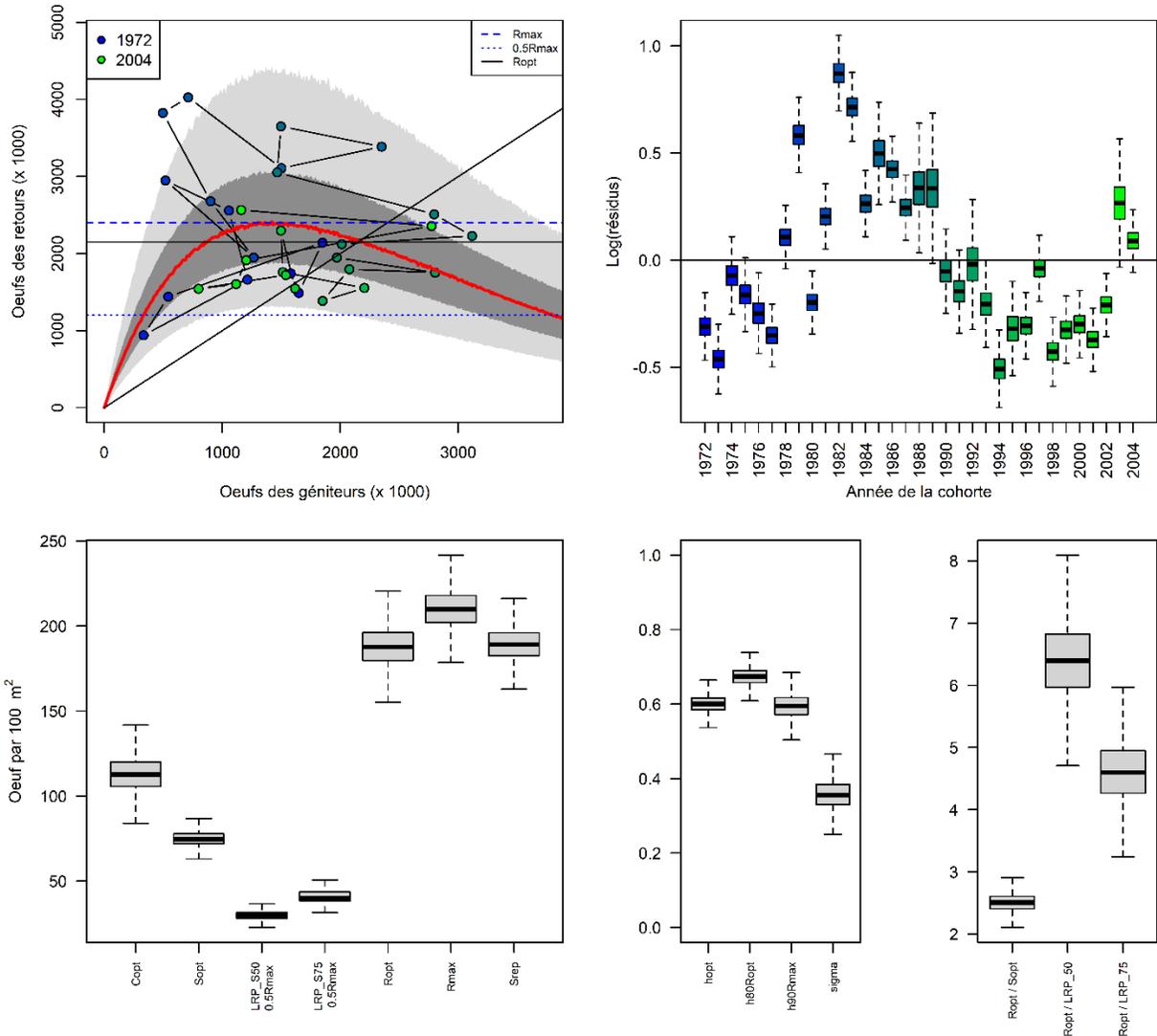


Figure A4.C.4. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Grande-Rivière, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

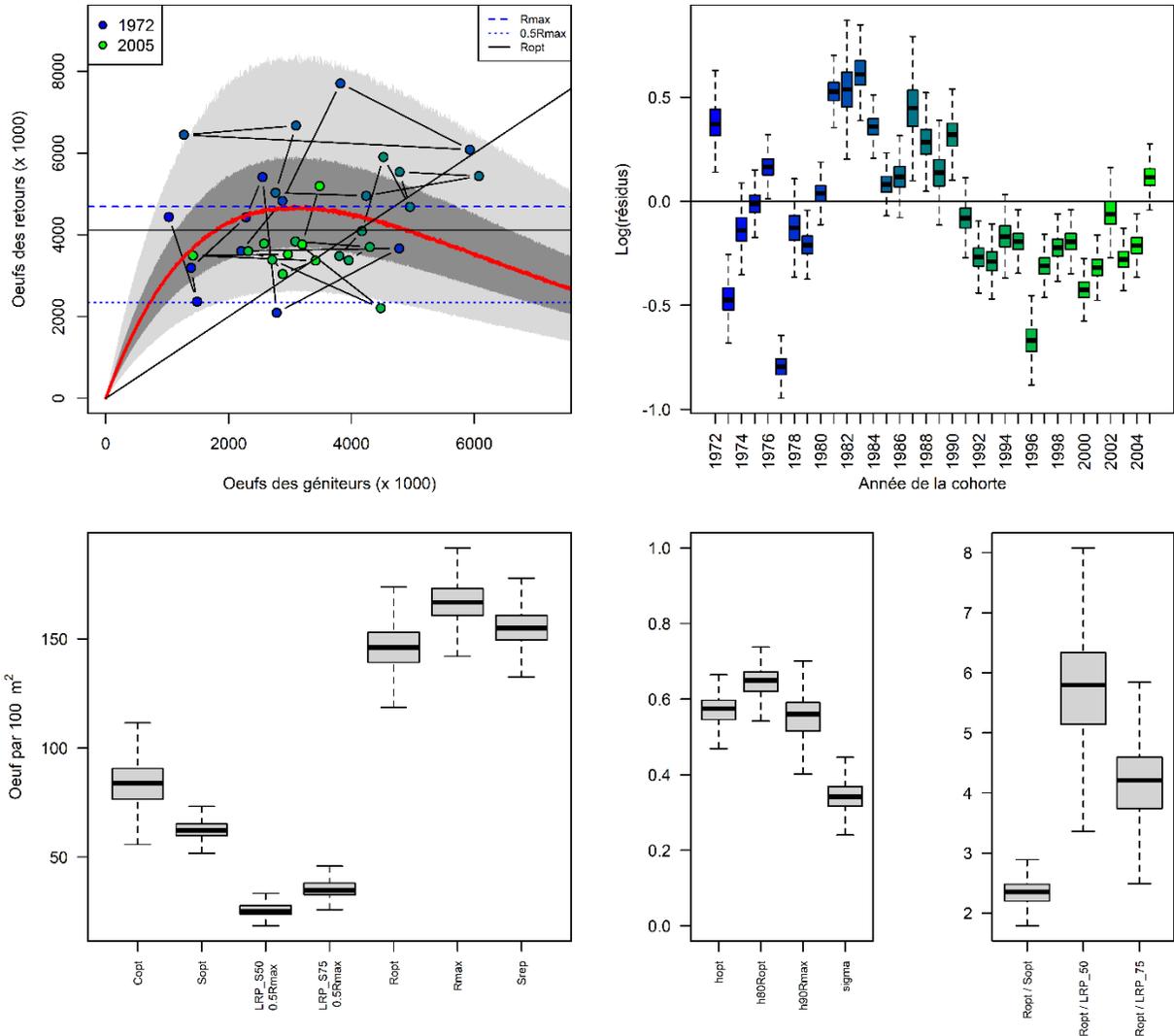


Figure A4.C.5. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Madeleine, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

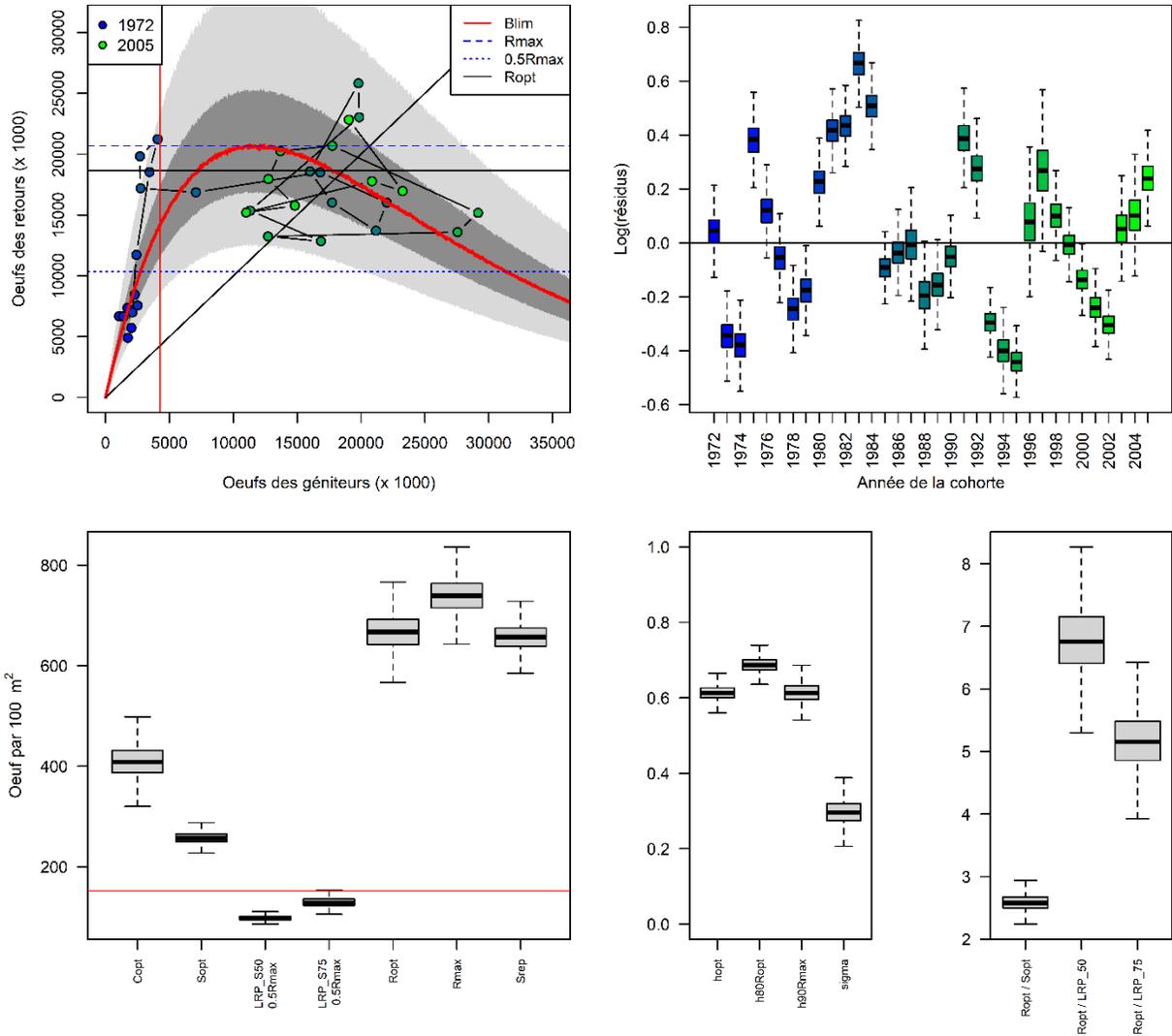


Figure A4.C.6. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Margaree, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

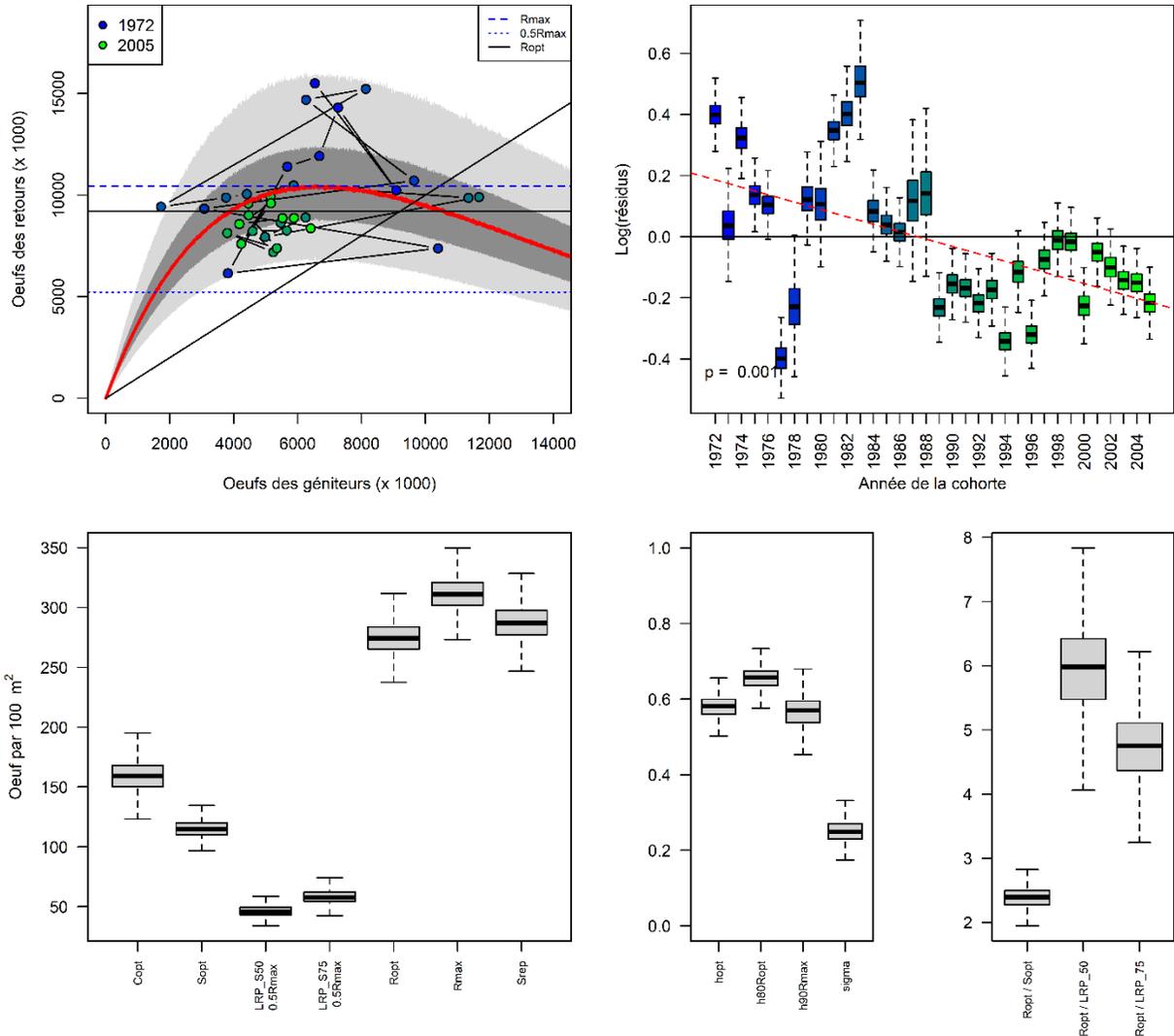


Figure A4.C.7. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Matane, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

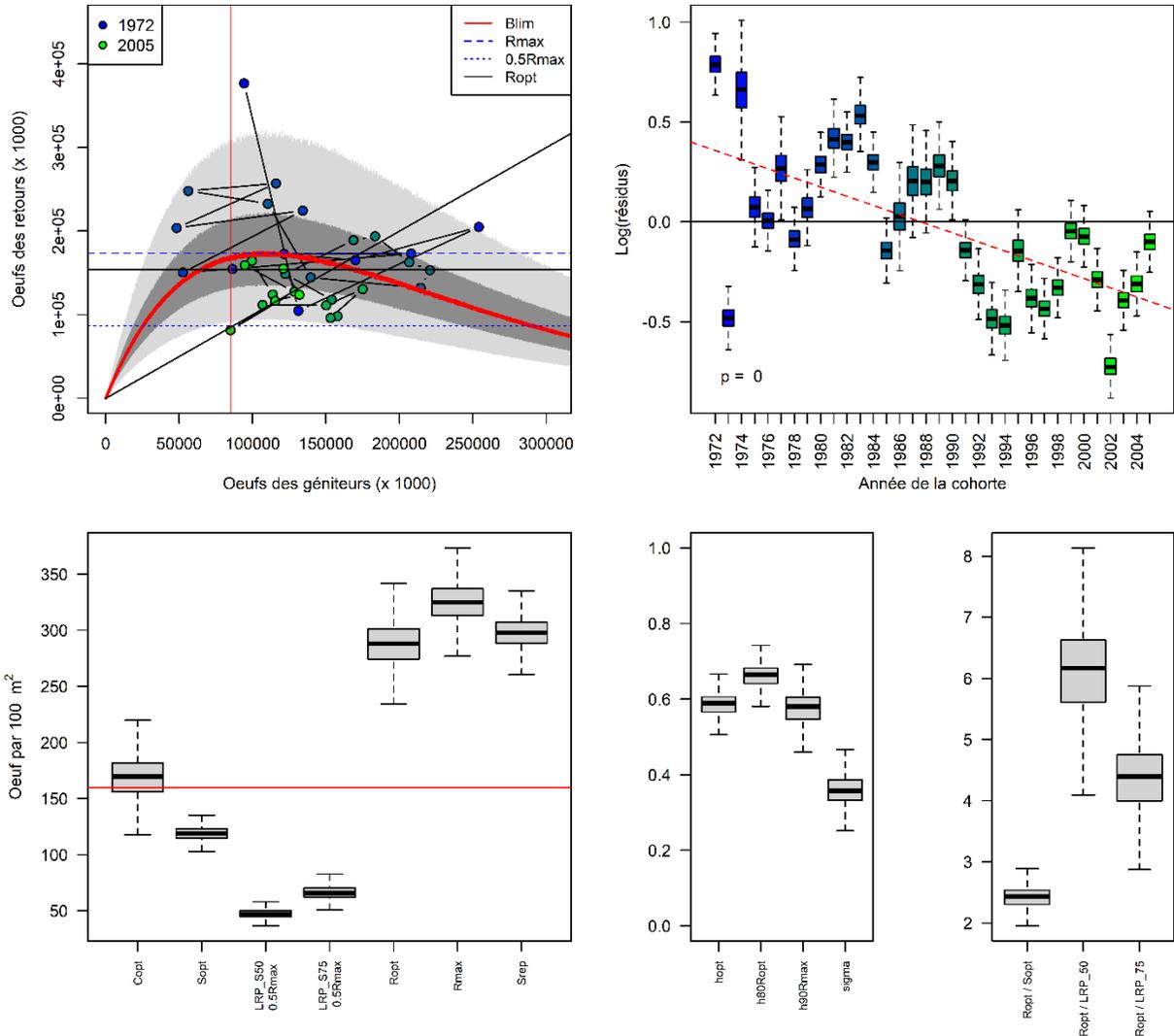


Figure A4.C.8. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Miramichi, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

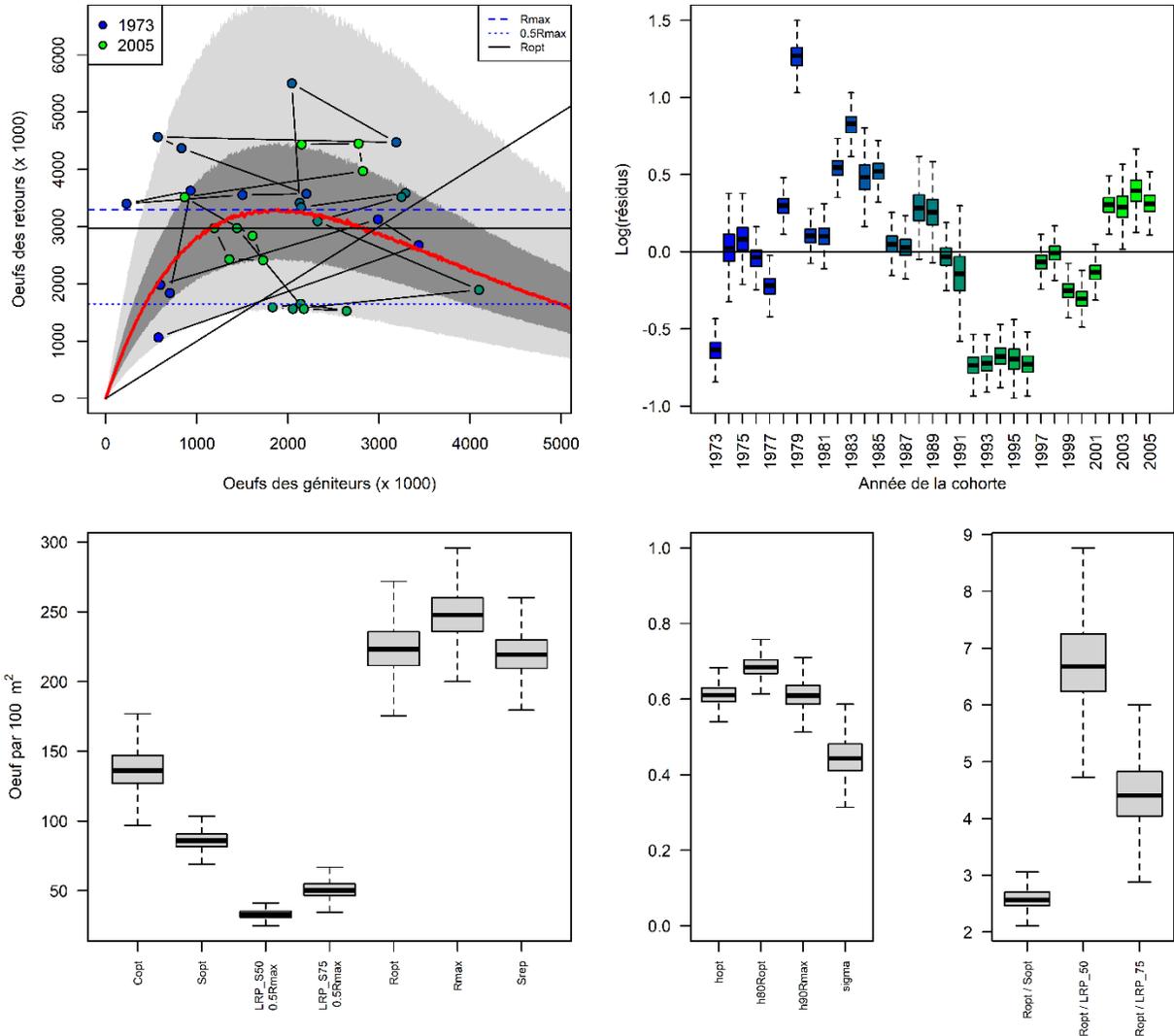


Figure A4.C.9. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Sainte-Anne, cohortes de 1973 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

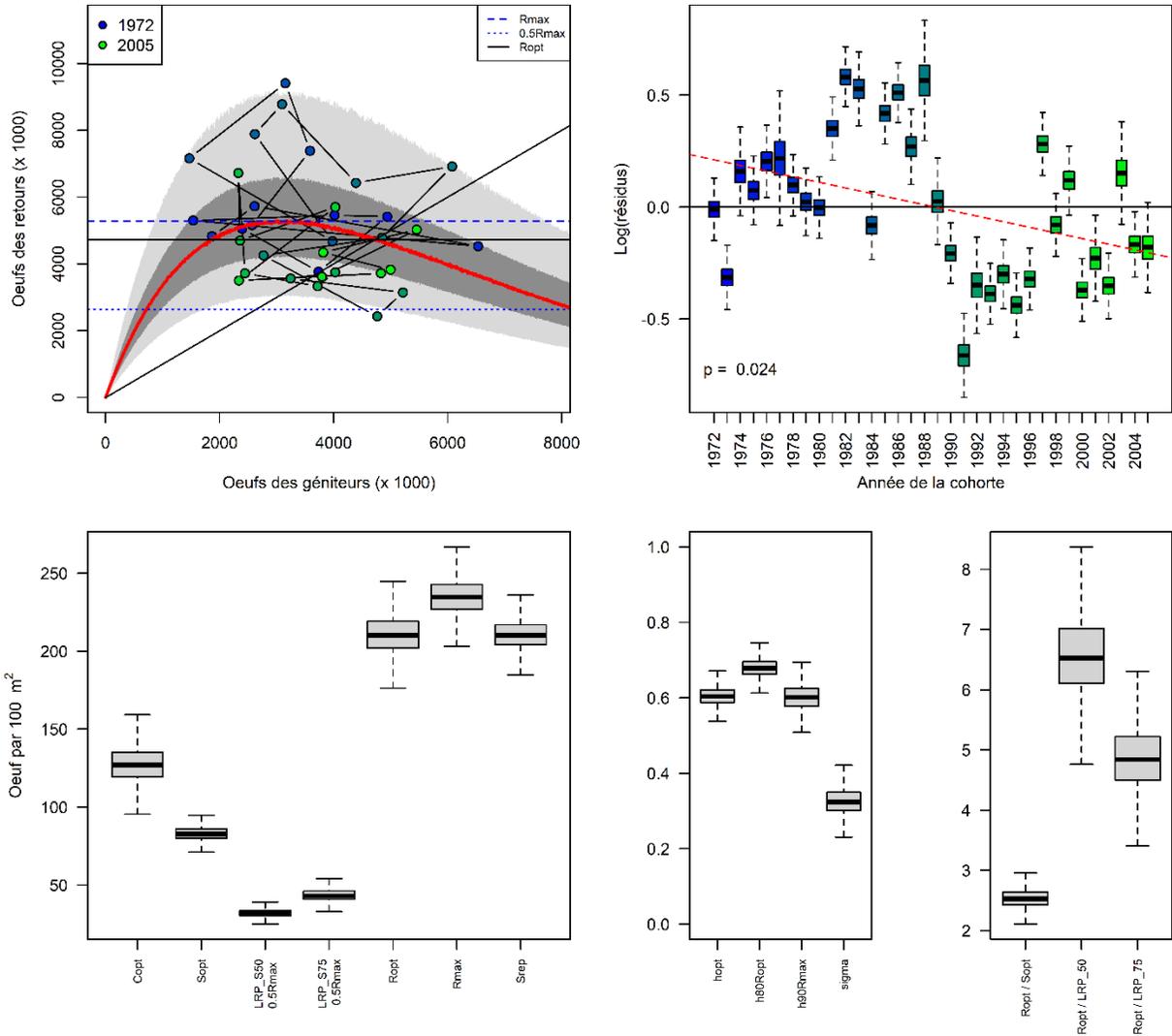


Figure A4.C.10. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière Saint-Jean, cohortes de 1972 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

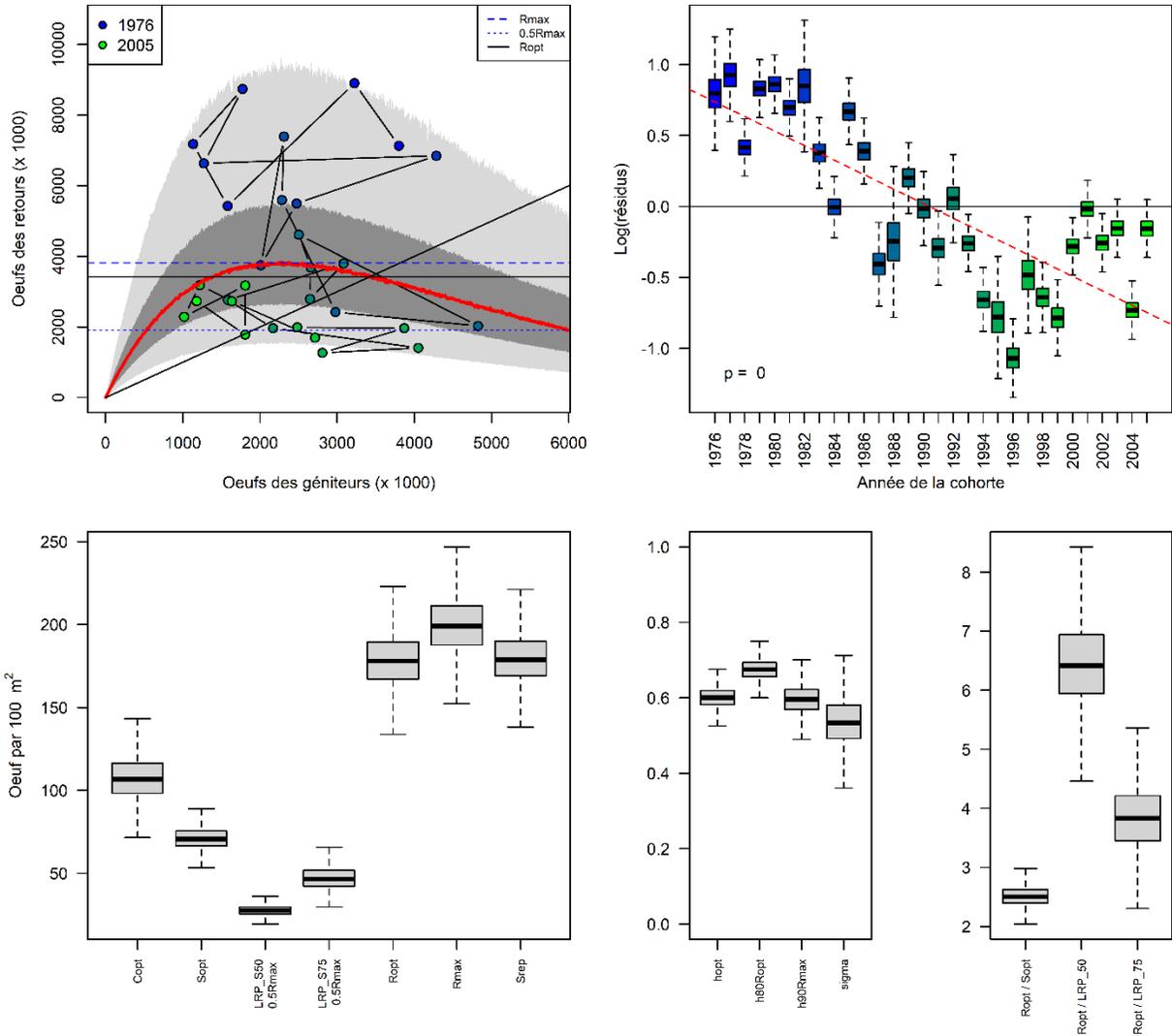


Figure A4.C.11. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière de la Trinité, cohortes de 1976 à 2005. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

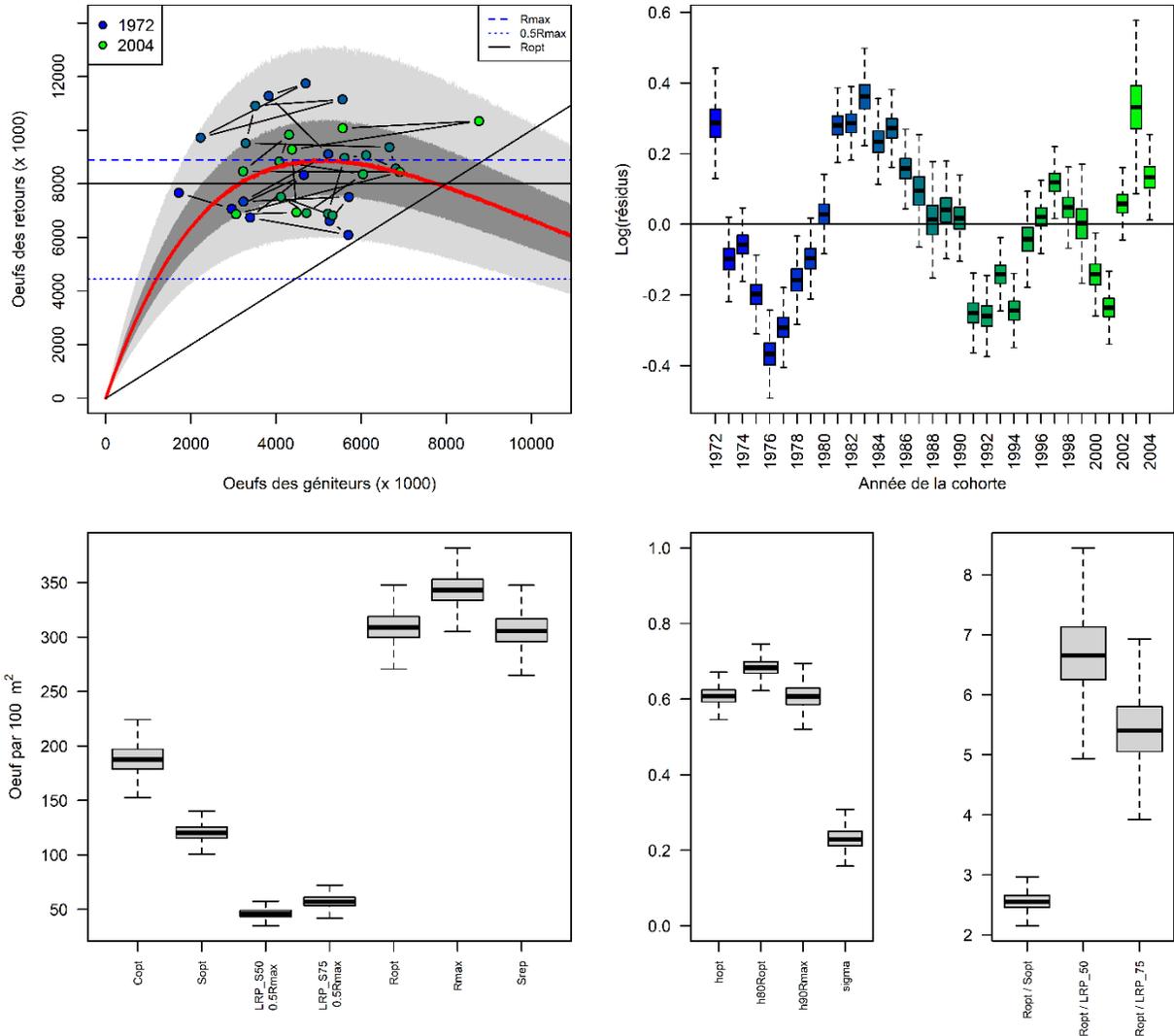


Figure A4.C.12. Diagnostics et valeurs de référence de l'ajustement hiérarchique de la fonction de stock-recrutement de Ricker à la série chronologique d'œuf à œuf pour la rivière York, cohortes de 1972 à 2004. Les paramètres d'intérêt dans le coin inférieur gauche ont été convertis en œufs par 100 m<sup>2</sup> de zone d'habitat de la rivière pour faciliter la comparaison entre les rivières.

---

## ANNEXE 5. RELATIONS STOCK-RECRUTEMENT PARAMÉTRÉES EN FONCTION DES PARAMÈTRES DE GESTION C\* ET H\* (SCHNUTE ET KRONLUND 1996)

Sur la base de Schnute et Kronlund (1996), les relations stock-recrutement de Ricker et Beverton Holt peuvent être écrites de manière générale comme suit :

$$f(S; \alpha, \beta, Y) = \alpha S(1 - \beta \gamma S)^{1/Y}$$

avec  $\gamma = 0$  représentant la relation de Ricker:  $f(S; \alpha \beta) = \alpha S e^{-\beta S} e^\varepsilon$ , et

$\gamma = -1$  représentant la relation de Beverton-Holt:  $f(S; \alpha \beta) = \frac{\alpha S}{1 + \beta S} e^\varepsilon$ .

Schnute et Kronlund (1996) proposent de paramétrer ces équations en fonction de deux paramètres de gestion, la capture d'équilibre au rendement maximal durable (C\*) et le taux de récolte d'équilibre au rendement maximal durable ( $h^* = hopt$ ), avec l'équation générale suivante :

$$f(S; C^*, h^*, \gamma) = \frac{S}{1-h^*} \left( 1 + \gamma h^* - \frac{\gamma h^{*2}}{1-h^*} \frac{S}{C^*} \right)^{1/Y}$$

Pour l'équation de Ricker ( $\gamma = 0$ ), Schnute et Kronlund (1996; éq. A.7) nous rappellent :

$$\lim_{\gamma \rightarrow 0} (1 + \gamma x)^{\frac{1}{\gamma}} = \exp^x$$

par conséquent, en réécrivant l'équation sous la forme  $(1 + \gamma x)^{\frac{1}{\gamma}}$  :

$$f(S; C^*, h^*, \gamma) = \frac{S}{1-h^*} \left( 1 + \gamma \left( h^* - \frac{h^{*2}}{1-h^*} \frac{S}{C^*} \right) \right)^{1/Y}$$

et en appliquant la fonction de valeur de la limite sous la forme  $Y \rightarrow 0$ , on obtient :

$$f(S; C^*, h^*) = \frac{S}{1-h^*} \exp \left( h^* - \frac{h^{*2}}{1-h^*} \frac{S}{C^*} \right)$$

Exprimé dans la formulation plus courante de Ricker :

$$f(S; C^*, h^*) = S \left( \frac{\exp^{h^*}}{1-h^*} \right) \exp \left( - \left( \frac{h^{*2}}{(1-h^*)C^*} \right) S \right)$$

avec les équations de transition de C\* et h\* vers  $\alpha$  et  $\beta$  comme suit :

$$\alpha = \frac{\exp^{h^*}}{1-h^*}$$

$$\beta = \frac{h^{*2}}{(1-h^*)C^*}$$

Pour l'équation de Beverton-Holt,  $\gamma = -1$  et l'équation générale sous la forme C\* et h\* devient

$$f(S; C^*, h^*) = \frac{S}{1-h^*} \left( 1 + (-1)h^* - \frac{(-1)h^{*2}}{1-h^*} \frac{S}{C^*} \right)^{1/(-1)}$$

ou

$$f(S; C^*, h^*) = \frac{\frac{S}{1-h^*}}{1-h^* + \frac{h^{*2}}{1-h^*} \frac{S}{C^*}}$$

La multiplication du numérateur et du dénominateur par  $\frac{1}{1-h^*}$

$$f(S; C^*, h^*) = \frac{\frac{S}{1-h^*} \frac{1}{1-h^*}}{\left(1-h^* + \frac{h^{*2}}{1-h^*} \frac{S}{C^*}\right) \frac{1}{1-h^*}}$$

on obtient :

$$f(S; C^*, h^*) = \frac{\frac{S}{(1-h^*)^2}}{\left(1 + \frac{h^{*2}}{(1-h^*)^2} \frac{S}{C^*}\right)}$$

et exprimée dans la formulation plus courante de Beverton-Holt donne :

$$f(S; C^*, h^*) = \frac{\frac{1}{(1-h^*)^2} S}{1 + \frac{h^{*2}}{(1-h^*)^2} \frac{S}{C^*}}$$

avec les équations de transition de  $C^*$  et  $h^*$  vers  $\alpha$  et  $\beta$  comme suit :

$$\alpha = \frac{1}{(1-h^*)^2}$$

$$\beta = \frac{h^{*2}}{(1-h^*)^2 C^*}$$

Cela fournit également (algébriquement) les paramètres de stock-recrutement d'intérêt suivants :

$$S^* = S_{opt} = \text{reproducteurs pour RMD} = \frac{1-h^*}{h^*} C^*$$

$$R^* = R_{opt} = \text{recrutement au RMD} = \frac{C^*}{h^*}$$

$$S_{rep} = \text{reproducteurs au de remplacement}$$

$$= \frac{(\alpha-1)}{\beta} \text{ [Beverton-Holt]}$$

$$= -\frac{\log(1/\alpha)}{\beta} \text{ [Ricker]}$$

$$R_{max} = \text{maximum recrutement}$$

$$= \frac{\alpha}{\beta} \text{ [Beverton-Holt]}$$

$$= \frac{\alpha}{\beta} e^{-1} \text{ [Ricker] (Hilborn et Walters 1992)}$$

$$S_{max} = \text{reproducteurs au maximum recrutement}$$

$$= \infty \text{ [Beverton-Holt]}$$

$$= \frac{1}{\beta} \text{ [Ricker] (Hilborn et Walters 1992)}$$

Pour l'équation de Beverton-Holt ci-dessus,  $S_{0.5Rmax} = \frac{1}{\beta}$ , mais il n'existe pas de solution analytique à l'équation de Ricker.

MPO (2015; 2018) a utilisé les géniteurs qui ont produit 50 % du  $R_{max}$ , avec une probabilité de 75 %, comme point de référence limite pour le saumon atlantique. La valeur de  $S_{0.5Rmax}$  qui donne 75 % ou plus de probabilité d'atteindre 50 % du  $R_{max}$  est calculée à partir de la distribution a posteriori de l'équation du stock-recrutement de Beverton-Holt ou de Ricker qui inclut la variance ( $e^\varepsilon$ ) du processus de recrutement.

**Autre paramétrage utilisant  $h^*$  et  $S^*$**

---

En utilisant  $h^*$  et  $S^*$  comme paramètres avec des distributions *a priori*, nous pouvons retrouver  $\alpha$  et  $\beta$ , ainsi que d'autres paramètres liés à la gestion. En rappelant que Rappelons que :

$$S^* = \frac{1-h^*}{h^*} C^* \text{ puis}$$

$$C^* = \frac{S^* h^*}{(1-h^*)}$$

Pour Beverton-Holt :

$$\alpha = \frac{1}{(1-h^*)^2}$$

$$\beta = \frac{h^{*2}}{(1-h^*)^2 C^*}$$

ou sous la forme  $S^*$

$$\beta = \frac{h^*}{(1-h^*) S^*}$$

Pour Ricker :

$$\alpha = \frac{e^{h^*}}{1-h^*}$$

$$\beta = \frac{h^{*2}}{(1-h^*) C^*}$$

ou sous la forme  $S^*$

$$\beta = \frac{h^*}{S^*}$$

**ANNEXE 6. LISTE DES RIVIÈRES À SAUMON ATLANTIQUE DANS LA RÉGION DU GOLFE DU MPO ET LEURS POINTS DE RÉFÉRENCE D'ABONDANCE CORRESPONDANTS. LA LISTE EST TIRÉE DE MPO (2018B) AVEC DE NOUVELLES VALEURS POUR LES POINTS DE RÉFÉRENCE PRS ET PRC**

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs, millions)	PRC (œufs, millions)
15	Ristigouche (N.-B.)	6 589	26,390	40,113	152,429	189,333
15	Rivière Eel	217	0,422	0,641	2,436	3,026
15	Charlo	282	0,423	0,643	2,443	3,035
15	Charlo sud	118	0,177	0,269	1,022	1,270
15	Ruisseau Blackland	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	New Mills	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Benjamin	161	0,242	0,366	1,391	1,728
15	Ruisseau Nash	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Rivière Louison	142	0,213	0,324	1,231	1,529
15	Jacquet	510	1,135	1,725	6,555	8,142
15	Ruisseau Armstrong	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Ruisseau Patapat (Belledune)	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Ruisseau Fournier	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Rivière Elmtree	297	0,446	0,678	2,576	3,200
15	Petite rivière Elmtree	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Nigadoo	168	0,252	0,383	1,455	1,808

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs; millions)	PRC (œufs; millions)
15	Millstream	229	0,344	0,523	1,987	2,469
15	Rivière Peters	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Tetagouche	364	0,299	0,455	1,729	2,148
15	Rivière Middle (comté de Gloucester)	401	0,950	1,444	5,487	6,816
15	Rivière Little	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Nepisiguit	2 312	3,973	6,039	22,948	28,504
15	Bass (comté de Gloucester)	198	0,297	0,451	1,714	2,129
15	Ruisseau Miller	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Ruisseau Teagues	237	0,356	0,541	2,056	2,554
15	Rivière Little Pokeshaw	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Rivière Pokeshaw	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Rivière du Nord	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
15	Caraquet	373	0,560	0,851	3,234	4,017
15	Pokemouche	481	0,248	0,377	1,433	1,779
15	Petite rivière Tracadie	192	0,288	0,438	1,664	2,067
15	Tracadie	527	0,601	0,914	3,473	4,314
16	Tabusintac	704	0,824	1,25	4,750	5,900
16	Burnt Church	135	0,299	0,46	1,748	2,171

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs; millions)	PRC (œufs; millions)
16	Oyster	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Bartibog	512	1,135	1,73	6,574	8,166
16	Branche nord-ouest de la rivière Miramichi	2 138	8,230	14,48	55,024	68,346
16	Millstream nord-ouest	210	0,479	0,84	3,192	3,965
16	Petite rivière Miramichi sud-ouest	1 345	8,070	14,2	53,960	67,024
16	Branche sud-ouest de la rivière Miramichi	5 840	29,530	44,89	170,582	211,881
16	Renous	1 429	5,820	8,85	33,630	41,772
16	Barnaby	490	1,304	1,98	7,524	9,346
16	Napan	115	0,115	0,17	0,646	0,802
16	Black (comté de Northumberland)	277	0,277	0,42	1,596	1,982
16	Baie du Vin	284	0,284	0,43	1,634	2,030
16	Rivière Eel	116	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Rivière Portage	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Rivière au Portage	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Black (comté de Kent)	343	0,343	0,52	1,976	2,454
16	Ruisseau Rankin	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Kouchibouguac (comté de Kent)	389	0,588	0,89	3,382	4,201

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs, millions)	PRC (œufs, millions)
16	Ruisseau des Major	25	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Kouchibouguacis	360	0,549	0,83	3,154	3,918
16	Saint-Charles	149	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Rivière Molus	172	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Rivière Bass	115	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Richibucto	449	1,226	1,86	7,068	8,779
16	Coal Branch	212	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Saint Nicholas	194	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Chockpish	129	0,129	0,2	0,760	0,944
16	Black	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Bouctouche	566	0,661	1	3,800	4,720
16	Cocagne	333	0,283	0,43	1,634	2,030
16	Shediac	219	0,216	0,33	1,254	1,558
16	Scoudouc	159	0,146	0,22	0,836	1,038
16	Aboujagane	120	0,120	0,18	0,684	0,850
16	Ruisseau Kinnear	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Kouchibouguac (comté de Westmorland)	346	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
16	Rivière Tedish	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs, millions)	PRC (œufs, millions)
16	Gaspereau (comté de Westmorland)	170	0,170	0,26	0,988	1,227
16	Baie Verte	38	0,058	0,09	0,342	0,425
17	Ruisseau Cains, rivière Mill	30,9	0,023	0,036	0,137	0,170
17	Ruisseau Carruthers, rivière Mill	47,9	0,035	0,056	0,213	0,264
17	Rivière Trout (Coleman)	107,1	0,140	0,222	0,844	1,048
17	Rivière Trout, Tyne Valley	48,3	0,063	0,096	0,365	0,453
17	Petite rivière Trout	21,3	0,028	0,042	0,160	0,198
17	Ruisseau Bristol (Berrigans)	41,4	0,054	0,082	0,312	0,387
17	Rivière Morell	170,6	0,237	0,375	1,425	1,770
17	Rivière Midgell	63,8	0,083	0,127	0,483	0,599
17	Rivière St. Peters	44,6	0,058	0,089	0,338	0,420
17	Rivière Cow	22,8	0,030	0,045	0,171	0,212
17	Rivière Naufrage	43,6	0,057	0,087	0,331	0,411
17	Rivière Bear	17,2	0,022	0,034	0,129	0,160
17	Rivière Hay	25,7	0,034	0,051	0,194	0,241
17	Ruisseau Cross	44,3	0,058	0,088	0,334	0,415
17	Ruisseau Priest Pond	24,9	0,033	0,049	0,186	0,231
17	Ruisseau North Lake	47,7	0,062	0,095	0,361	0,448

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs, millions)	PRC (œufs, millions)
17	Rivière Vernon	69,2	0,091	0,138	0,524	0,651
17	Ruisseau Clarks	46,3	0,061	0,092	0,350	0,434
17	Rivière Pisquid	47,6	0,062	0,095	0,361	0,448
17	Rivière Head of Hillsborough	53,1	0,070	0,106	0,403	0,500
17	Rivière North	99,0	0,130	0,197	0,749	0,930
17	Rivière Clyde	41,7	0,054	0,083	0,315	0,392
17	Rivière West	114,1	0,185	0,292	1,110	1,378
17	Rivière Dunk	165,7	0,193	0,305	1,159	1,440
17	Rivière Wilmot	83,4	0,110	0,166	0,631	0,784
18	Rivière Salmon	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière Blair	58	0,097	0,148	0,562	0,699
18	Rivière Rouge	35	0,059	0,089	0,338	0,420
18	Rivière de la Grande Anse	51	0,085	0,13	0,494	0,614
18	Rivière Mackenzies	75	0,124	0,189	0,718	0,892
18	Rivière Fishing Cove	31	0,052	0,079	0,300	0,373
18	Ruisseau Corneys	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Anthony Aucoin	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Rigwash	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs, millions)	PRC (œufs, millions)
18	Rivière Chéticamp	298	0,319	0,489	1,858	2,308
18	Ruisseau Aucoin	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Fiset	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Farm	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière Margaree	1 100	2,798	4,252	16,158	20,069
18	Ruisseau Smiths	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière Broad Cove	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Mill	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Branche nord-ouest de la rivière Mabou	254	0,424	0,645	2,451	3,044
18	Branche sud-ouest de la rivière Mabou	123	0,154	0,234	0,889	1,104
18	Rivière Mabou	188	0,235	0,357	1,357	1,685
18	Ruisseau Captains	34	0,057	0,086	0,327	0,406
18	Ruisseau Judique Intervale	44	0,074	0,112	0,426	0,529
18	Rivière Graham	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Campbells	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Chisholm	17	0,028	0,042	0,160	0,198
18	Ruisseau Mill (détroit de Canso)	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs, millions)	PRC (œufs, millions)
18	Rivière Wrights	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière Tracadie	120	0,053	0,08	0,304	0,378
18	Rivière Afton	43	0,019	0,029	0,110	0,137
18	Rivière Pomquet	176	0,077	0,117	0,445	0,552
18	Rivière South	217	0,095	0,144	0,547	0,680
18	Rivière West (Antigonish)	353	0,480	0,73	2,774	3,446
18	Rivière North	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau MacInnis	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Doctors	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Vameys	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Ruisseau Brook	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière Barneys	156	0,213	0,323	1,227	1,525
18	Rivière French (Merigomish)	128	0,174	0,264	1,003	1,246
18	Ruisseau Russell	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière Sutherlands		0,067	0,101	0,384	0,477
18	Ruisseau Pine Tree	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière East (Pictou)	536	0,729	1,108	4,210	5,230
18	Rivière Middle (Pictou)	217	0,295	0,449	1,706	2,119

Zone de pêche du saumon	Rivière	Superficie de drainage (km <sup>2</sup> )	Zone fluviale (millions de m <sup>2</sup> )	PRL (œufs; millions)	PRS (œufs, millions)	PRC (œufs, millions)
18	Rivière West (Pictou)	245	0,333	0,506	1,923	2,388
18	Ruisseau Haliburton	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière Big Caribou	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière Toney	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
18	Rivière John	292	0,397	0,604	2,295	2,851
18	Rivière Waughs	230	0,313	0,476	1,809	2,247
18	Rivière French	206	0,280	0,426	1,619	2,011
18	Rivière Wallace	458	0,623	0,947	3,599	4,470
18	Rivière Pugwash	182	0,247	0,375	1,425	1,770
18	Rivière Philip	726	0,962	1,462	5,556	6,901
18	Rivière Shinimicas	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.