



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/051

Région des Maritimes

Mise à jour de l'information sur les populations de saumon atlantique (*Salmo salar*) du sud-ouest du Nouveau-Brunswick (partie extérieure de la zone de pêche du saumon 23) pertinente pour l'élaboration d'un 2^e rapport de situation du COSEPAC

Jeffrey M. Reader¹, David C. Hardie², Sherisse McWilliam¹, Eric B. Brunsdon² et Mark Gautreau¹

¹ Pêches et Océans Canada
Centre de biodiversité de Mactaquac
114, Fish Hatchery Lane
French Village (Nouveau-Brunswick) E3E 2C6

² Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006, 1, promenade Challenger
Darmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-72335-8 N° cat. Fs70-5/2024-051F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Reader, J.M., Hardie, D.C., McWilliam, S. Brunsdon, E.B. et Gautreau, M. 2024. Mise à jour de l'information sur les populations de saumon atlantique (*Salmo salar*) du sud-ouest du Nouveau-Brunswick (partie extérieure de la zone de pêche du saumon 23) pertinente pour l'élaboration d'un 2^e rapport de situation du COSEPAC. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/051. v + 106 p.

Also available in English:

Reader, J.M., Hardie, D.C., McWilliam, S. Brunsdon, E.B. and Gautreau, M. 2024. Updated Information on Atlantic Salmon (Salmo salar) Populations in Southwest New Brunswick (Outer Portion of Salmon Fishing Area 23) of Relevance to the Development of a 2nd COSEWIC Status Report. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/051. v + 99 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
ABONDANCES RÉCENTES ET CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE VITAL.....	2
REMONTES D'ADULTES DANS LA RIVIÈRE SAINT-JEAN EN AMONT DU BARRAGE DE MACTAQUAC	3
REMONTES D'ADULTES DANS LA RIVIÈRE NASHWAAK (RIVIÈRE-REPÈRE EN AVAL DU BARRAGE DE MACTAQUAC)	4
PRODUCTION DE SMOLTS DE LA RIVIÈRE NASHWAAK.....	6
PRODUCTION DE PRÉ-SMOLTS ET DE SMOLTS DE LA RIVIÈRE TOBIQUE (RIVIÈRE- REPÈRE EN AMONT DU BARRAGE DE MACTAQUAC).....	7
EXAMEN DE L'UNITÉ DÉSIGNABLE 16 – EXTÉRIEUR DE LA BAIE DE FUNDY.....	8
ÉTAT ET TENDANCES DE LA POPULATION	9
TENDANCES DES REMONTES	10
ZONE D'OCCUPATION.....	12
CONSIDÉRATIONS LIÉES À L'HABITAT	12
PROPRIÉTÉS FONCTIONNELLES.....	12
Milieux d'eau douce	12
Milieux estuariens, marins et soumis à des marées	13
ÉTENDUE SPATIALE ET CONTRAINTES.....	13
Milieux d'eau douce	13
Milieux estuariens, marins et soumis à des marées	14
MENACES	16
DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET COMMERCIAL.....	16
Zones résidentielles et urbaines	16
Zones commerciales et industrielles	16
Zones touristiques et récréatives	16
AGRICULTURE ET AQUACULTURE.....	17
Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	17
Élevage de bétail.....	17
Aquaculture en mer et en eau douce	17
PRODUCTION D'ÉNERGIE ET EXPLOITATION MINIÈRE.....	19
Forage pétrolier et gazier, et énergie renouvelable	19
Exploitation de mines et de carrières	19
CORRIDORS DE TRANSPORT ET DE SERVICE.....	19
Routes et voies ferrées	19
Lignes de services publics	20
Voies de transport par eau.....	20
UTILISATION DES RESSOURCES BIOLOGIQUES.....	20
Exploitation forestière et récolte du bois	20
Pêche et récolte de ressources aquatiques.....	20

INTRUSIONS ET PERTURBATIONS HUMAINES	22
Activités récréatives	22
MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS.....	23
Incendies et suppression des incendies	23
Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages.....	23
Autres modifications de l'écosystème	23
INTERACTIONS NÉGATIVES AVEC D'AUTRES ESPÈCES ET GÉNÉTIQUES	23
Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	23
Interactions négatives avec les espèces indigènes	26
Matériel génétique introduit.....	27
POLLUTION ET CONTAMINANTS.....	28
Eaux usées domestiques et urbaines	28
Effluents industriels et militaires	28
Effluents agricoles et sylvicoles	28
Déchets solides et ordures.....	29
Polluants atmosphériques.....	29
Apports excessifs d'énergie	29
PHÉNOMÈNES GÉOLOGIQUES	29
Volcans	29
Tremblements de terre et tsunamis	29
Avalanches et glissements de terrain	29
CHANGEMENTS CLIMATIQUES – DÉPLACEMENT ET ALTÉRATION DE L'HABITAT	29
Sécheresses	29
Températures extrêmes.....	29
Tempêtes et inondations.....	30
AUTRES.....	30
Phénomènes de diminution des populations	30
Survie des smolts dans les rivières Saint-Jean et Nashwaak.....	31
SOMMAIRE DES MENACES EN EAU DOUCE	31
SOMMAIRE DES MENACES EN MER.....	32
POPULATIONS MANIPULÉES	32
AUTRES INDICATEURS	34
DENSITÉS DES JUVÉNILES	34
Rivière Tobique	34
Rivière Nashwaak	35
RÉFÉRENCES CITÉES	35
TABLEAUX	43
FIGURES	62
ANNEXE	88

RÉSUMÉ

Le présent document de recherche vise à présenter une mise à jour de l'information de Pêches et Océans Canada (MPO) sur la population de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'extérieur de la baie de Fundy (unité désignable [UD] 16) à l'appui de l'élaboration d'un deuxième rapport sur la situation du saumon atlantique dans l'est du Canada par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Des renseignements sur les populations de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy, au sud-ouest du Nouveau-Brunswick, correspondant à la partie extérieure de la zone de pêche du saumon 23, sont compilés dans ce document, y compris l'état des populations, les tendances, les caractéristiques du cycle vital, l'habitat et les menaces.

L'évaluation de l'état du saumon atlantique dans l'extérieur de la baie de Fundy repose sur le suivi de l'abondance des adultes d'un certain nombre de populations indicatrices. Pour la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac, la rivière Nashwaak (un affluent de la rivière Saint-Jean en aval du barrage de Mactaquac) et la rivière Magaguadavic, on évalue le nombre de saumons adultes et les estimations des remontes aux installations de dénombrement (p. ex., passe migratoire, barrière de dénombrement) et des reproducteurs subséquents en comparant la ponte estimée (calculée à partir de l'abondance estimée et des caractéristiques biologiques des stocks de saumon atlantique) à un point de référence appelé « ponte requise pour la conservation ». Dans l'ensemble, les données récentes disponibles pour le saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy indiquent que les populations persistent à des niveaux d'abondance faibles et continuent de décliner. L'abondance estimée des adultes dans la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac et dans la rivière Nashwaak représente actuellement 4 % et 5 % de leur valeur nécessaire à la conservation respective, et la ponte estimée a diminué à des taux supérieurs à 75 % au cours des trois dernières générations (15 ans) pour les deux populations indicatrices. La remonte d'adultes dans la rivière Magaguadavic était de deux saumons pluribermarins en 2019; la moyenne annuelle était inférieure à deux saumons au cours de la dernière décennie. Le nombre de petits (unibermarins) et de grands (pluribermarins) saumons remontant les rivières de l'extérieur de la baie de Fundy a diminué au cours des trois dernières générations, d'environ 81 % et 79 %, respectivement. De plus, ces baisses représentent la continuation de déclin supérieurs à 70 % qui ont commencé il y a plus de 25 ans, en 1993.

Dans l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy, les menaces les plus préoccupantes sont l'exploitation d'installations hydroélectriques en eau douce et les conditions défavorables dans le milieu marin liées aux phénomènes de diminution des populations, ainsi que les opérations aquacoles. Pour compenser le surcroît de mortalités associées aux barrages hydroélectriques et la faible survie en mer, le programme de mise en valeur des salmonidés du Centre de biodiversité de Mactaquac fait actuellement l'objet d'une gestion adaptative en vue de produire des adultes reproducteurs en captivité à partir de saumons juvéniles capturés dans la nature et de distribuer dans les affluents en amont du barrage de Mactaquac la descendance excédentaire sous forme d'alevins vésiculés à des fins d'ensemencement. Cependant, les menaces liées à l'eau douce, combinées à la faible survie en mer, semblent encore limiter le rétablissement des populations de saumon dans la rivière Saint-Jean.

INTRODUCTION

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné la population de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'extérieur de la baie de Fundy (unité désignable [UD] 16) comme étant « en voie de disparition » en novembre 2010 (COSEPAC 2010). Cette UD est présente dans 20 rivières du Nouveau-Brunswick, dont 11 rivières du bassin de la rivière Saint-Jean et les bassins de 9 rivières du sud-ouest du Nouveau-Brunswick se déversant dans la baie de Fundy, entre la rivière Saint-Jean et la frontière canado-américaine (figure 1). Cette zone géographique a été désignée comme l'unité de conservation 17 dans le Rapport sur l'état de la conservation (MPO et MRNF 2008). Ces rivières se trouvent dans la zone de pêche du saumon (ZPS) 23, qui est la zone de gestion utilisée par Pêches et Océans Canada (MPO) pour la gestion et l'évaluation des pêches du saumon (figure 1).

Le présent document vise à fournir une mise à jour de l'information du MPO concernant la population de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy (UD 16) afin d'étayer l'élaboration par le COSEPAC d'un deuxième rapport de situation sur le saumon atlantique dans l'est du Canada. Ce document compile l'information des Sciences du MPO concernant les populations de la partie ouest de la ZPS 23 du Nouveau-Brunswick, qui comprend la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac, la rivière Tobique (rivière-repère en amont du barrage de Mactaquac), la rivière Nashwaak (un affluent de la rivière Saint-Jean en aval du barrage de Mactaquac), la rivière Magaguadavic et la rivière Sainte-Croix (figure 2). Le document met à jour certains des renseignements sur l'état, les tendances, la répartition et les caractéristiques du cycle vital fournis dans Jones *et al.* (2014) qui contribueront à l'élaboration d'un avis scientifique sur l'évaluation du potentiel de rétablissement de l'UD de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014).

Le saumon atlantique est une espèce anadrome dont le cycle vital complexe comprend une résidence à la fois dans des milieux d'eau douce et des milieux marins pendant sa durée de vie, qui peut atteindre quatre, cinq et six ans ou plus. Les saumons adultes de l'extérieur de la baie de Fundy frayent généralement dans leur rivière natale en octobre et novembre. Les jeunes se développent jusqu'en mai ou juin dans des nids de gravier, émergent en tant qu'alevins et grandissent jusqu'au stade de tacon en se nourrissant d'invertébrés à la dérive. Après deux ou trois ans en eau douce, la plupart des tacons se smoltifient et effectuent une dévalaison au printemps; en tant que post-smolts, ils entrent ensuite dans l'océan où ils grandissent rapidement jusqu'à l'atteinte de la maturité. Les adultes reviennent frayer dans leur rivière natale pour la première fois après un, deux et parfois trois hivers en mer. Certains survivent après la reproduction et retournent en mer au printemps suivant; une partie d'entre eux reviendront frayer au cours d'années consécutives ou une année sur deux en tant que reproducteurs à fraies répétées.

L'état de la population de saumon atlantique dans la rivière Saint-Jean est évalué chaque année à partir des données recueillies au barrage de Mactaquac, ainsi que dans les rivières Tobique et Nashwaak, les plus importants affluents à saumons en amont et en aval du barrage de Mactaquac, respectivement. On évalue les nombres de saumons adultes et les estimations des remontes aux barrières de dénombrement (au barrage de Mactaquac et dans la rivière Nashwaak) par rapport à la ponte requise pour la conservation déterminée pour chaque rivière-repère en fonction de la superficie d'habitat accessible et des caractéristiques biologiques des adultes en montaison. On met en place des programmes fondés sur des méthodes de marquage-recapture pour estimer la production de smolts dans les réseaux des rivières Tobique et Nashwaak. Pour la rivière Tobique, cela comprend une estimation de la migration des présmolts d'automne pendant l'année précédente, en plus d'une estimation des smolts de printemps. Des relevés par pêche à l'électricité, à partir desquels on estime et évalue

la densité des juvéniles d'âge 0, d'âge 1 et d'âge 2 et plus par rapport aux niveaux de référence, sont également réalisés dans les rivières Tobique et Nashwaak. En dehors du réseau de la rivière Saint-Jean, les seules autres activités d'évaluation dans l'UD 16 sont le dénombrement des saumons adultes en montaison à la passe à poissons sur la rivière Magaguadavic. La passe à poissons sur la rivière Sainte-Croix n'a pas été surveillée depuis 2006. L'état des stocks de saumon atlantique dans la région des Maritimes, y compris l'extérieur de la baie de Fundy correspondant à la partie ouest de la ZPS 23, est évalué et fait l'objet d'un rapport annuel selon des méthodes établies (MPO 2020 et les références connexes).

La pêche commerciale du saumon dans les provinces maritimes est fermée depuis 1984. En raison de l'incapacité persistante des populations à atteindre la valeur nécessaire à la conservation, les pêches autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) et les pêches récréatives sont fermées dans le réseau de la rivière Saint-Jean depuis 1998. De même, les pêches autochtones ASR et les pêches récréatives sont fermées depuis 1998 dans les rivières Magaguadavic et Sainte-Croix. Cependant, il y a des prises accessoires de saumon dans les pêches au filet pratiquées dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean, ainsi qu'une pêche illécite dans tout le réseau de la rivière.

Les populations de nombreuses rivières de l'extérieur de la baie de Fundy sont confrontées à une multitude de contraintes et de menaces liées à l'habitat, notamment les barrages hydroélectriques (avec des installations de passage vers l'amont, mais la plupart sont dépourvues de passage sécuritaire vers l'aval), des régimes d'écoulement artificiels, des retenues d'amont, des effluents industriels et municipaux importants, des écoulements provenant d'opérations agricoles et forestières intensives, ainsi que des communautés de prédateurs envahissants (Clarke *et al.* 2014, Marshall *et al.* 2014). Les menaces en milieu marin les plus préoccupantes sont les phénomènes de diminution des populations, les opérations de salmoniculture et les modifications des conditions océaniques (abiotiques et biotiques) causées par les changements climatiques (Clarke *et al.* 2014).

ABONDANCES RÉCENTES ET CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE VITAL

L'information la plus complète sur les caractéristiques du cycle vital du saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy est disponible pour la rivière Saint-Jean (Jones *et al.* 2004, 2006, 2010, 2014, Chaput et Jones 2006, Chaput *et al.* 2006, Gibson *et al.* 2016). Les caractéristiques biologiques des saumons atlantiques adultes en montaison aux barrières de dénombrement de la rivière Saint-Jean situés au barrage de Mactaquac et de la rivière Nashwaak sont recueillies chaque année dans le cadre de projets du MPO visant à suivre et à évaluer l'état des populations de l'UD. Les caractéristiques des premiers stades du cycle vital des juvéniles qui dévalent des rivières Nashwaak et Tobique ont été obtenues chaque année dans le cadre de programmes de suivi au printemps (smolts) et à l'automne (présmolts; propre à la rivière Tobique) menés depuis 1998 et 2001, respectivement. Les données sur les caractéristiques des populations de cette UD ont déjà été présentées en détail dans Jones *et al.* (2010) pour l'examen du COSEPAC (2010) et mises à jour dans Jones *et al.* (2014) pour l'élaboration d'un avis scientifique sur l'évaluation du potentiel de rétablissement des populations de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014). Gibson et ses collaborateurs (2016) ont également apporté des informations sur l'évaluation du potentiel de rétablissement du saumon de l'extérieur de la baie de Fundy en présentant des analyses de viabilité des populations pour les deux plus grandes rivières-repères, les rivières Tobique et Nashwaak, réalisées à l'aide d'un modèle de dynamique des populations fondé sur le cycle vital.

REMONTES D'ADULTES DANS LA RIVIÈRE SAINT-JEAN EN AMONT DU BARRAGE DE MACTAQUAC

Les saumons atlantiques adultes en montaison qui se dirigent dans la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac sont capturés et comptés dans les installations de collecte de poissons du barrage et dans un casier pour les saumons adultes exploité dans le chenal de migration au Centre de biodiversité de Mactaquac (Ingram 1980). La plupart des années, les deux installations de capture de saumons fonctionnent du début de mai jusqu'à la fin d'octobre. La période de montaison des adultes est variable, mais la majorité des saumons arrivent au barrage de Mactaquac au cours du mois de juillet. Peu de saumons ont été observés avant la mi-juin au cours des dix dernières années, ce qui augmente l'incertitude entourant l'existence actuelle du stock de la rivière Serpentine, au phénotype unique (MPO et MRNF 2008). Les saumons adultes capturés dans les installations de collecte de poissons sont échantillonnés dans l'installation de tri du Centre de biodiversité de Mactaquac avant d'être transportés et relâchés dans divers sites en amont. On détermine l'origine des saumons échantillonnés à l'installation de tri (sauvage, d'écloserie, élevé en captivité, qui s'est échappé d'une installation aquacole ou ouananiche), on mesure leur longueur à la fourche et on les classe parmi les saumons de petite (moins de 63 cm) ou de grande (au moins 63 cm) taille, on consigne le sexe, déterminé à partir de caractéristiques externes, et on prélève un échantillon d'écaillés sur une partie d'entre eux (Jones *et al.* 2014). Les saumons classés comme étant d'origine sauvage pourraient inclure des saumons d'écloserie lâchés en tant qu'alevins vésiculés et d'alevins commençant à s'alimenter, ainsi que la progéniture de reproducteurs élevés en captivité (relâchés principalement dans la rivière Tobique depuis 2003). Il n'est pas possible de distinguer ces deux groupes des poissons sauvages. Les saumons d'écloserie en montaison proviennent d'un programme de lâchers de smolts juste en aval du barrage de Mactaquac ou de tacons d'âge 0 en amont du barrage de Mactaquac (tableaux A1, A2). Les saumons élevés en captivité qui reviennent au barrage de Mactaquac en tant qu'adultes en reconditionnement ont été précédemment prélevés dans la nature en tant que juvéniles, puis relâchés en tant qu'adultes matures pour qu'ils puissent frayer naturellement dans la rivière Tobique (tableau A3). Les âges ont été déterminés à partir d'échantillons d'écaillés. De plus, la proportion de saumons d'origine sauvage et d'écloserie dénombrés a été ajustée en fonction de l'interprétation de ces écaillés. Les procédures utilisées pour ajuster le nombre de saumons capturés sont décrites dans Marshall et Jones (1996) et ont été appliquées régulièrement depuis 1995. Le nombre de saumons capturés au barrage de Mactaquac, qui a été ajusté, a été utilisé pour estimer les remontes et les taux de montaison des saumons d'écloserie relâchés en tant que smolts d'âge 1 et tacons d'âge 0.

La remonte ajustée de saumons sauvages et d'écloserie capturés au barrage de Mactaquac en 2019 comptait 502 saumons unibermarins et 197 saumons pluribermarins (tableau 1; figure 3). La remonte ajustée de saumons sauvages unibermarins a diminué de 33 % par rapport à celle de 2018 et se place au deuxième rang des estimations annuelles les plus faibles depuis 1970 (tableau 2). La remonte ajustée de saumons sauvages pluribermarins a augmenté de 52 % en 2019, mais se situait au deuxième rang des estimations les plus faibles de la série chronologique de 50 ans (tableau 2). Les remontes totales (poissons sauvages et d'écloserie combinés) estimées pour les unibermarins et les pluribermarins en 2019 étaient inférieures aux moyennes décennales précédentes (tableau 2; figure 3). Le taux de montaison au barrage Mactaquac des unibermarins d'écloserie relâchés en tant que smolts d'âge 1 était de 0,15 %, soit une baisse de 39 % par rapport à l'année précédente; ce taux de montaison se situe donc au sixième rang des valeurs observées les plus faibles de la série chronologique (tableau 3; figure 4). Le taux de montaison des dibermarins vierges d'écloserie lâchés en tant que smolts d'âge 1 en 2017 (tableau 4; figure 4) était de 0 % pour une deuxième année consécutive.

Le tableau 5 présente les remontes ajustées de saumons atlantiques adultes ayant atteint le barrage de Mactaquac de 1992 à 2019, selon l'âge et l'origine des individus (sauvage ou d'écloserie). Pour la série chronologique, les remontes d'adultes sauvages unibermarins et pluribermarins sont composées principalement de smolts d'âge 2 ou 3, l'âge 2 dominant les deux groupes de remontes au cours des 15 dernières années, soit 3 générations (tableau 5). De 1985 à 2017, le programme d'écloserie englobait l'élevage accéléré et le lâcher de smolts d'âge 1 en aval du barrage de Mactaquac et de tacons d'âge 0 en amont de ce dernier (tableaux A1, A2). Les remontes de saumons d'écloserie qui en résultent sont principalement composées de smolts d'âge 1 ou 2 pour les unibermarins et les pluribermarins (tableau 5). L'âge moyen total ou la durée d'une génération (de la ponte à la ponte) de toutes les remontes de saumons sauvages de 1992 à 2019 variait entre un minimum de 4,3 en 2010 et un maximum de 5,4 en 1997 (moyenne = 4,6; tableau 5). En ce qui concerne la durée du séjour en mer, pour les remontes de saumons sauvages et d'écloserie combinés, la plupart des grands saumons sont des dibermarins vierges (tableau 5). À l'exception de quatre années de la série chronologique (1996, 1997, 1999 et 2012), les unibermarins représentaient plus de 50 % des remontes de saumons sauvages au barrage de Mactaquac (tableau 5; figure 5). Au cours des 15 dernières années, les reproducteurs à fraies répétées constituaient moins de 3 % des remontes totales; aucun saumon tribermarin vierge n'a été capturé (tableau 5; figure 5).

Les caractéristiques biologiques, principalement des saumons femelles (longueur moyenne des femelles, proportion de femelles), de 1996 à 2019 ont été résumées pour les unibermarins et les pluribermarins selon leur origine (tableaux 6, 7). Les différences importantes entre les caractéristiques biologiques de 2019 par rapport à celles de 2018 étaient une proportion accrue de femelles parmi les unibermarins sauvages (+0,04) et une réduction de la longueur moyenne des pluribermarins d'écloserie (-0,7 cm). La proportion de femelles parmi les pluribermarins sauvages et d'écloserie a augmenté de 0,03 et 0,02, respectivement, par rapport à 2018 (tableau 7). Les longueurs moyennes des reproducteurs unibermarins sauvages (-3,4 cm) et d'écloserie (-4,3 cm) ont diminué de façon similaire par rapport à leurs moyennes respectives des 10 années précédentes. En moyenne, les saumons unibermarins femelles mesurent près de 60 cm, portent environ 3 700 œufs et représentent moins de 10 % des remontes totales d'unibermarins. Cependant, les saumons pluribermarins femelles mesurent en moyenne 77 cm, portent environ 7 000 œufs et représentent près de 90 % des remontes de pluribermarins. En utilisant la relation longueur-fécondité calculée pour le saumon de la rivière Saint-Jean (œufs = $430,19 * e^{0,03605 * LF}$; Marshall et Penney 1983), ainsi que les longueurs moyennes et l'échappée estimée en 2019 en amont du barrage de Mactaquac, on a estimé que la ponte totale était de 1,32 million d'œufs (0,1 œuf par m²), soit 4 % de la ponte requise pour la conservation (Gibson et Claytor 2012). C'est le triple de la valeur estimée pour les reproductrices sauvages en 2018 et l'estimation la plus élevée en huit ans (figure 6). La ponte estimée des unibermarins sauvages et d'écloserie représentait 15 % de la ponte totale. La ponte des unibermarins et pluribermarins d'écloserie a potentiellement contribué à 80 % de la ponte totale en 2019 (tableau 7).

REMONTES D'ADULTES DANS LA RIVIÈRE NASHWAAK (RIVIÈRE-REPÈRE EN AVAL DU BARRAGE DE MACTAQUAC)

La rivière Nashwaak est le plus grand affluent à saumons de la rivière Saint-Jean en aval du barrage de Mactaquac (Marshall *et al.* 2014). La superficie accessible de l'habitat d'alevinage productif (gradient de plus de 0,12 %) dans la rivière Nashwaak a été estimée à partir de mesures orthophotographiques (Amiro 1993) à 5,69 millions de m² (Marshall *et al.* 1997) ou 14,1 % de la superficie totale d'habitat productif dans la région de l'extérieur de la baie de Fundy (Marshall *et al.* 2014). Le MPO a exploité une barrière de dénombrement des saumons adultes installée à 23 km en amont de la confluence avec la rivière Saint-Jean (figure 7) en

1972, 1973 et 1975, puis en collaboration avec les peuples autochtones de 1993 à 2019. En 2019, la barrière a été exploitée conjointement par les Premières Nations de Kingsclear et d'Oromocto.

Le nombre d'adultes capturés à la barrière de la rivière Nashwaak en 2019 était de 122 saumons unibermarins et de 43 saumons pluribermarins (MPO 2020). Les dates de début et de fin de l'exploitation de la barrière étaient similaires à celles des années précédentes (tableau 8). Cependant, la barrière de dénombrement a été temporairement abaissée au début de juillet et à la mi-juillet (quatre jours), puis à nouveau en septembre (12 jours) et en octobre (deux jours) en raison des niveaux d'eau excessivement hauts. De ce fait, les saumons dénombrés à la barrière ne sont considérés que comme un sous-échantillon des remontes totales en 2019 (tableau 8). Après l'analyse des écailles, on n'a pas ajusté les composantes d'unibermarins et de pluribermarins des saumons dénombrés à la barrière en 2019 (tableau 9). Aucun saumon qui s'est échappé d'une installation aquacole, aucune ouananiche ni aucun saumon d'écloserie n'a été identifié parmi le nombre définitif non ajusté d'unibermarins et de pluribermarins. Les cinq épisodes de hautes eaux qui ont nécessité l'enlèvement temporaire de la barrière ont empêché toute comparaison notable de la chronologie de la montaison en 2019 par rapport aux années précédentes, mais en général, la majorité des unibermarins et des pluribermarins ont été dénombrés en juillet (figures 8, 9). Comme pendant les trois années précédentes, en 2019, très peu d'unibermarins (8 %) et de pluribermarins (13 %) ont été dénombrés en août et durant la première moitié de septembre, lorsque le débit de la rivière était relativement faible (figures 8, 9). Les échantillons d'écailles ont révélé que la composition selon l'âge des adultes sauvages en 2019 était de 67 % d'unibermarins, de 32 % de dibermarins et de 1 % de reproducteurs à fraies répétées. La proportion de remontes d'unibermarins et de dibermarins est similaire aux valeurs observées au cours de 23 des 27 dernières années, les exceptions étant 1997, 2001, 2009 et 2012 (figure 10). La ventilation selon la durée du séjour en mer des remontes de saumons sauvages de la rivière Nashwaak est très semblable à celle des saumons sauvages en montaison au barrage de Mactaquac depuis 2000 (figure 5). Les reproducteurs à fraies répétées représentaient moins de 10 % des remontes annuelles totales estimées depuis 2015. Le taux de montaison des unibermarins et dibermarins revenant frayer une seconde fois est variable depuis 1993, mais il est généralement en baisse tout au long de la série chronologique (figure 11). On a observé très peu de tribermarins vierges dans la population de la rivière Nashwaak (figure 10). De 1993 à 2019, la durée moyenne d'une génération a varié de 4,3 à 5,0 ans.

En 2019, les remontes sauvages totales estimées dans la rivière Nashwaak étaient composées de 238 unibermarins et de 68 pluribermarins (figure 12). Les remontes estimées d'unibermarins ont presque triplé depuis 2018, mais étaient encore inférieures de 50 % à la moyenne décennale. Les remontes de pluribermarins ont plus que doublé par rapport à celles de 2018, tout en restant inférieures de 57 % à la moyenne sur 10 ans. Il n'a pas été possible de calculer les taux de montaison du stade de smolt au stade d'adulte en 2019 pour les saumons unibermarins et dibermarins de la rivière Nashwaak (tableau 10). Les taux de montaison du stade de smolt à celui de saumon unibermarin (2,84) et dibermarin (0,41) enregistrés pour la cohorte de smolts de 2016, dernière année pour laquelle des données sur la montaison sont disponibles, étaient inférieurs à la moyenne à long terme (de 1998 à 2015; 4,28 et 1,05) et à la moyenne établie pour les dix années précédentes (de 2006 à 2015; 4,31 et 1,11), comme on le voit sur la figure 13.

Comme dans les évaluations précédentes, la ponte et le nombre de reproducteurs en 2019 ont été estimés d'après la longueur, la détermination du sexe à partir des caractéristiques externes et l'interprétation de l'âge à partir des écailles prélevées sur les saumons capturés à la barrière. Les nombres de reproducteurs unibermarins et pluribermarins représentaient respectivement

12 % et 3 % de la valeur nécessaire à la conservation (tableau 9). La ponte a été estimée à 649 729 œufs ou 5 % (0,12 œuf par m²) de la ponte requise pour la conservation (tableau 10; figure 14). Les saumons unibermarins femelles contribuaient à 47 % de la ponte totale estimée.

PRODUCTION DE SMOLTS DE LA RIVIÈRE NASHWAAK

Afin de fournir un fondement pour l'évaluation des taux de survie en mer et de production en eau douce de la rivière Nashwaak, une rivière-repère pour les autres affluents de la rivière Saint-Jean en aval du barrage de Mactaquac, on évalue chaque année la population de smolts depuis 1998. En 2019, deux pièges rotatifs ont été installés, puis exploités du 1^{er} mai au 5 juin dans le cours principal de la rivière, juste en aval du pont de Durham (figure 7). Comme pendant les années précédentes, de 1998 à 2001, une barrière de dénombrement portable a également été utilisée sur la rivière Tay, où les smolts capturés ont été marqués et relâchés (figure 7). En tout, 399 smolts sauvages ont été capturés pendant la période d'exploitation des pièges rotatifs et de la barrière. La période de la migration des smolts semble avoir été retardée de façon similaire en 2014 et 2015 (figure 15). Jones et ses collaborateurs (2004) ont fourni des éléments probants indiquant qu'au moins pendant les cinq premières années de la série chronologique, c'est la température de l'eau et non le débit qui semblait influencer les principaux déplacements des smolts. Au cours de 18 des 20 années où la population a pu être estimée, au moins 50 % des prises cumulées de smolts avaient eu lieu avant le 14 mai, y compris en 2019 (figure 15). Seuls 10 smolts ont été capturés pendant les 12 derniers jours d'exploitation des pièges et de la barrière.

Les smolts marqués capturés et relâchés à la barrière de dénombrement et ceux qui ont été « recyclés » en amont du piège rotatif ont produit des estimations similaires à celles de l'efficacité de capture des tourniquets à smolts (3,2 % et 5,2 %). Fondé sur les données de marquage-recapture, un modèle bayésien avec regroupement supposant une distribution binomiale pour les prises a donné une estimation de 8 710 saumons (IC à 95 % : 5 960 à 17 815 individus) dévalant de la rivière Nashwaak en 2019 (tableau 10; figure 16), soit une augmentation de 22 % par rapport à 2016 et une diminution de 8 % par rapport à la moyenne des cinq années précédentes lorsqu'il a été possible d'estimer la population (de 2012 à 2016). Cette estimation se situe au cinquième rang du nombre total de smolts le plus bas depuis que les évaluations des smolts dans la rivière Nashwaak ont commencé en 1998 (tableau 10; figure 16).

Depuis la première année de suivi, la longueur à la fourche moyenne des smolts sauvages dévalant de la rivière Nashwaak calculée annuellement a varié de 14,3 cm (2015 et 2019) à 15,8 cm (2016); la moyenne est de 15,0 cm (figure 17). O'Connell et ses collaborateurs (2006) ont comparé les valeurs annuelles moyennes de la longueur à la fourche des smolts de 10 populations de saumon atlantique de l'est du Canada et seules deux populations de Terre-Neuve (ruisseau Western Arm et rivière Campbellton) étaient systématiquement plus grandes que celle de la rivière Nashwaak. Depuis le début du suivi, les smolts sauvages sont principalement d'âge 2, les autres étant d'âge 3 (figure 18). En 2019, les smolts d'âge 2 représentaient 95 % du total des juvéniles en dévalaison, un chiffre supérieur à la moyenne à long terme, et ont probablement contribué au fait que ce soit l'une des plus petites valeurs de la longueur moyenne annuelle observées dans la série chronologique. Pour toutes les années, les valeurs moyennes de la longueur à la fourche pour les smolts d'âge 2 et les smolts d'âge 3 étaient de 14,6 cm et 16,3 cm, respectivement.

PRODUCTION DE PRÉ-SMOLTS ET DE SMOLTS DE LA RIVIÈRE TOBIQUE (RIVIÈRE-REPÈRE EN AMONT DU BARRAGE DE MACTAQUAC)

Les collectes de présmolts d'automne et de smolts de printemps en amont du barrage de Mactaquac (rivière Tobique; figure 19) sont effectuées depuis 1998 et 2000, respectivement. Plusieurs techniques d'échantillonnage et méthodes d'évaluation ont été utilisées et sont décrites dans Jones *et al.* (2004, 2006, 2010, 2014). Dans la rivière Tobique, une composante de la population juvénile commence sa dévalaison à l'automne, après le barrage de Tobique Narrows, et hiverne dans le cours principal de la rivière Saint-Jean (Carr 2001, Jones et Flanagan 2007). Ces saumons, communément appelés présmolts, ont été estimés en 2001 à 64 % du total des saumons juvéniles contribuant à la classe de smolts de 2002 (Jones *et al.* 2004). De 2002 à 2005, tous les présmolts sauvages ont été conservés pour le programme d'élevage en captivité au Centre de biodiversité de Mactaquac. À partir de 2006, une composante d'évaluation de la population a été ajoutée. Les années suivantes, environ deux tiers des présmolts sauvages ont été conservés pour le programme d'élevage en captivité et le tiers restant des présmolts sauvages ainsi que tous les présmolts d'écloserie ont été marqués et relâchés dans le cours principal près de Plaster Rock, à environ 3,5 km en amont de l'emplacement du piège rotatif de Three Brooks (figure 19). Des pièges rotatifs ont été utilisés de façon constante pour capturer des juvéniles migrateurs à deux endroits différents (Nictau et Three Brooks; figure 19). À l'automne 2018 et au printemps 2019, des présmolts et des smolts ont également été prélevés dans une structure en surface permettant le passage de poissons en aval au barrage de Tobique Narrows. Cette structure était munie de grilles d'évaluation, qui sont exploitées et surveillées par le personnel de la Première Nation de Tobique, généralement pendant les périodes de dévalaison d'automne et de printemps, en fonction de la température de l'eau et des débits saisonniers. Depuis 2006 et 2007, les présmolts et smolts sauvages pouvaient inclure la progéniture de reproducteurs ayant grandi en mer ou ayant été élevés en captivité (les lâchers ont commencé en 2003).

À l'automne 2018, quatre pièges rotatifs exploités pendant cinq semaines à l'emplacement de Three Brooks ont permis de capturer un total de 1 254 présmolts (85 % sauvages) et 182 tacons (87 % sauvages) (tableau 11). Pour estimer la production de présmolts dans la rivière, on a marqué un total de 520 présmolts sauvages et d'écloserie (poinçon caudal) et on les a relâchés en amont, à Plaster Rock (figure 19). Sur les 520 poissons qui ont été marqués et relâchés à 3,5 km en amont, 80 ont été recapturés, soit une efficacité de 16,3 % et une population estimée à 7 689 présmolts (centiles 2,5 et 97,5; 6 359 à 9 722 individus; 6 524 présmolts sauvages et 1 165 présmolts d'écloserie) selon la procédure d'estimation bayésienne (tableau 11). L'estimation des présmolts de 2018 se situait au deuxième rang des estimations les plus faibles de la série chronologique et s'établissait à 39 % de moins que la moyenne décennale précédente (tableau 11; figure 20).

Au printemps 2019, on a capturé un total de 128 et 47 smolts sauvages et d'écloserie non marqués, respectivement, pendant les six semaines d'exploitation à Three Brooks (tableau 12). Le premier smolt a été capturé le 3 mai et 50 % des prises totales ont eu lieu avant le 13 mai (figure 21). Seuls 57 smolts ont été marqués (poinçon caudal) et relâchés à Plaster Rock. Sept des smolts marqués ont été recapturés dans le piège rotatif à Three Brooks, ce qui donne une efficacité globale de 12,3 %. Ces données de marquage-recapture ont produit une estimation bayésienne de 1 426 smolts sauvages et d'éclosion combinés (centiles 2,5 et 97,5; 852 à 3 904 individus). Il n'a pas été possible de calculer des estimations distinctes pour les poissons sauvages et les poissons d'écloserie à partir de ces données en raison de la petite taille des échantillons. L'estimation des présmolts de 2019 se situait au deuxième rang des estimations les plus faibles de la série chronologique et s'établissait à 75 % de moins que la moyenne décennale précédente (tableau 12; figure 20).

La longueur moyenne des smolts sauvages (toutes classes d'âge confondues) échantillonnés lors des activités printanières menées sur la rivière Tobique varie annuellement entre 13,8 cm (2017) et 15,6 cm (2018) depuis le début du suivi en 2000 (figure 22). La longueur moyenne des smolts sauvages échantillonnés en 2019 était de 14,7 cm, une valeur à peine inférieure à la moyenne à long terme (14,8 cm; de 2000 à 2019). L'analyse des échantillons d'écaillés (n = 128) prélevés sur des smolts sauvages a indiqué que la majorité (91 %) était d'âge 2 (figure 23). Les autres étaient des smolts d'âge 3; aucun smolt d'âge 4 ou plus n'a été observé dans la population de smolts de Tobique depuis 2006 (figure 23). Les smolts d'âge 2 constituaient plus de 70 % de l'estimation totale des smolts sauvages toutes les années sauf trois, entre 2001 et 2005 (figure 23).

EXAMEN DE L'UNITÉ DÉSIGNABLE 16 – EXTÉRIEUR DE LA BAIE DE FUNDY

Le saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy est unique par rapport aux populations adjacentes de l'intérieur de la baie de Fundy, car il a une incidence plus élevée de maturation en tant que saumon d'ibermarin, une incidence plus faible de femelles parmi les unibermarins et il effectue de vastes migrations dans l'Atlantique Nord (MPO 2014, Marshall *et al.* 2014). Il se distingue également des saumons de l'intérieur de la baie de Fundy et de la plupart des autres populations à plusieurs allozymes (locus); il a donc été considéré comme un groupe régional distinct (MPO et MRNF 2008, COSEPAC 2010). Les analyses de la variation génétique des microsatellites réalisées par O'Reilly et ses collaborateurs (2014) concordent largement avec l'identification des saumons de l'extérieur de la baie de Fundy comme une composante importante de la biodiversité intraspécifique et leur résolution en tant qu'UD de saumon atlantique. Les comparaisons entre populations de la variation des microsatellites montrent que les populations de l'extérieur de la baie de Fundy se regroupent entre elles et se séparent de toutes les autres populations analysées provenant de plusieurs autres UD proches dans les provinces maritimes, notamment celles de l'intérieur de la baie de Fundy, des hautes terres du sud, de l'est du cap Breton, et de la Gaspésie et du sud du golfe du Saint-Laurent (O'Reilly *et al.* 2014). Ces résultats correspondent aux analyses d'autres marqueurs génétiques moléculaires, qui démontrent de faibles niveaux de flux génétique entre le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy et les populations les plus proches, sur le plan géographique, des UD de l'intérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du sud (O'Reilly 2006, O'Reilly *et al.* 2012).

O'Reilly et ses collaborateurs (2014) présentent également les résultats d'analyses de deux ensembles de données de génétique moléculaire, l'un comportant plusieurs petits groupes d'échantillons prélevés à divers emplacements de l'extérieur de la baie de Fundy et analysés à partir d'un ensemble limité de sept locus microsatellites, l'autre comptant des échantillons prélevés à seulement deux emplacements de l'extérieur de la baie de Fundy, mais analysés à partir d'un ensemble plus vaste de 17 locus microsatellites. Les deux ensembles de données comprennent au moins un affluent de la rivière Saint-Jean en amont et un en aval du barrage de Mactaquac, ainsi que plusieurs populations de référence d'autres UD. Dans l'ensemble, les niveaux de richesse en allèles et de diversité génétique dans les populations des échantillons de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy analysées étaient relativement élevés. Les niveaux de variation génétique des groupes échantillons prélevés dans l'extérieur de la baie de Fundy sont globalement comparables à ceux provenant de grandes populations dans l'UD de la Gaspésie et du sud du golfe du Saint-Laurent et ailleurs, et considérablement plus élevés que bon nombre de groupes d'échantillons provenant des UD de l'intérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du sud. La seule différence notable dans les niveaux de structuration génétique a été observée entre les affluents en amont du barrage de Mactaquac (rivière Tobique) et ceux en aval du barrage (rivière Nashwaak). Cependant, la réduction de la diversité génétique et de la richesse en allèles pour la rivière Tobique était modeste, ce qui indique que

les profils génétiques observés dans le réseau de la rivière Saint-Jean pourraient refléter l'impact des barrages et les effets de l'ensemencement, mais aussi des processus biologiques naturels tels que la diminution de l'errance parmi les affluents du cours supérieur de la rivière.

De par son emplacement géographique, l'UD de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy est soumise à l'influence des opérations aquacoles, car toutes les populations doivent passer à moins de 100 km des activités d'aquaculture intensive de la région de la baie Passamaquoddy dans l'extérieur de la baie de Fundy pendant leur dévalaison et leur montaison (Marshall *et al.* 2014). Les rivières Magaguadavic et Sainte-Croix et certaines autres rivières du complexe de la partie extérieure de la baie de Fundy se déversent directement dans la baie Passamaquoddy et la région environnante dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, où le saumon atlantique est actuellement la seule espèce de poisson élevée commercialement dans des cages marines. En 2012, il y avait 92 concessions de pisciculture marine, dont 59 ont activement élevé du saumon à des fins commerciales sur le site pendant une moyenne d'environ 20 mois (minimum de deux mois) entre 2010 et 2012 (Change et Page 2014). Change et Page (2014) ont également estimé la production de saumon d'élevage dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick en 2012 à 30 217 t. La population de saumon de la rivière Magaguadavic est influencée à la fois par l'aquaculture en eau douce (Morris *et al.* 2008) et l'aquaculture marine (Bouret *et al.* 2011). Malgré la réduction abrupte et constante du nombre de remontes d'adultes sauvages et d'écloserie dans la rivière Magaguadavic au cours des dernières années (tableau 1), les estimations de la diversité génétique dans les échantillons de cette rivière étaient très semblables à celles observées dans d'autres populations contemporaines de l'extérieur de la baie de Fundy et semblables au groupe d'échantillons prélevés dans la rivière Magaguadavic l'année où le déclin de la population sauvage a commencé (O'Reilly *et al.* 2014). D'après d'autres données génétiques et leurs propres analyses supplémentaires, Bourett et ses collaborateurs (2011) ont attribué la diversité génétique et la richesse en allèles observées dans les échantillons plus récents collectés dans la rivière Magaguadavic à l'introggression probable de nouveaux allèles provenant de saumons d'aquaculture génétiquement divergents.

ÉTAT ET TENDANCES DE LA POPULATION

En novembre 2010, le COSEPAC a évalué la population de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy comme étant en voie de disparition (COSEPAC 2010). Les Sciences du MPO ont effectué une évaluation du potentiel de rétablissement pour l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy en février 2013 (MPO 2014, 2015). Depuis, elles ont fourni des avis annuels fournissant une mise à jour de l'état des stocks de saumon atlantique dans la région des Maritimes, y compris ceux de l'extérieur de la baie de Fundy (qui correspond à la partie ouest de la ZPS 23), selon des méthodes établies (MPO 2020 et les références connexes). En 2019, l'état des populations de la ZPS 23 a été évalué à l'aide des indicateurs suivants : l'abondance des adultes par rapport aux niveaux de référence (Gibson et Claytor 2012), les densités de juvéniles (Eelson 1967) et les estimations de la production de smolts (Symons 1979).

En 2019, on estime que les remontes dans chacune des trois rivières-repères de la ZPS 23 ont représenté moins de 6 % de la ponte requise pour la conservation (tableaux 2,4; figures 6,14). Même si la ponte par les reproducteurs a légèrement augmenté dans la rivière Saint-Jean en amont du barrage Mactaquac et dans la rivière Nashwaak par rapport aux creux historiques enregistrés en 2018, les estimations établies en 2019 pour chacune des trois rivières-repères de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy sont demeurées inférieures à 8 % de la ponte requise pour la conservation pour la huitième année consécutive (MPO 2020). Si l'on suppose que les adultes élevés en captivité réussissent à se reproduire, les reproducteurs qui ont été relâchés en amont du barrage de Mactaquac en 2019 ont pu faire augmenter les pontes estimées jusqu'à 11 % de la ponte requise pour cette section de la rivière Saint-Jean.

TENDANCES DES REMONTES

Les tendances de l'abondance ont été analysées pour la population de saumon atlantique en amont du barrage de Mactaquac à partir des remontes totales d'unibermarins, des remontes totales de pluribermarins, des remontes combinées d'unibermarins et de pluribermarins, ainsi que de la ponte totale des reproducteurs unibermarins et pluribermarins sauvages et d'écloserie (tableau 2). Avant les analyses, les remontes totales estimées (ajustées) de saumons sauvages et d'écloserie étaient combinées parce qu'il était difficile de distinguer l'origine des saumons en raison du lâcher d'un nombre croissant de tacons d'écloserie d'âge 0 non marqués en amont du barrage de Mactaquac depuis 2004 (tableaux A1, A2). À l'aide d'une méthode similaire à celle décrite dans Gibson *et al.* (2011), on a analysé les tendances dans ces quatre groupes d'origines combinées au cours des trois dernières générations ou de la période de 15 ans la plus récente selon un modèle log-linéaire :

$$N_t = N_0 e^{zt} ,$$

où N_0 , soit à la taille estimée de la population au début de la série chronologique, et z , soit le taux instantané de variation de l'abondance, sont des paramètres estimés. Pour une valeur donnée de z , la variation en pourcentage de la taille de la population pendant un nombre d'années donné, t , est de $(e^{z \cdot t} - 1) * 100$. Ce modèle a été ajusté en utilisant les moindres carrés après transformation des données à l'échelle logarithmique.

Les graphiques de l'abondance et l'ajustement log-linéaire pour les remontes d'unibermarins, celles de pluribermarins, ainsi que les remontes totales indiquent tous des déclin importants de l'abondance de la population au cours des trois dernières générations ou des 15 dernières années (figure 24), avec des taux de déclin prévus de 80,0 %, 81,5 % et 80,1 %, respectivement (tableau 13). Le taux de déclin prévu pour la ponte était légèrement inférieur, soit de 76,7 %. Le taux de déclin des saumons unibermarins et pluribermarins est synchrone, ce qui est cohérent avec le fait que les deux cohortes ont connu des conditions océaniques similaires pendant le stade de post-smolt ou pendant une certaine période avant le deuxième été en mer. Il est également important de noter que les remontes d'unibermarins (de 2008 à 2019) et de pluribermarins (de 2009 à 2019) sont influencées par la progéniture des saumons élevés en captivité depuis 2004.

Les tendances des remontes et des échappées dans la rivière Nashwaak ont été analysées selon le modèle log-linéaire décrit pour la population de saumon en amont du barrage de Mactaquac. Les quatre ensembles de données analysés pour la rivière Nashwaak étaient les remontes d'unibermarins, les remontes de pluribermarins, les remontes totales (unibermarins et pluribermarins combinés) et la ponte totale des reproducteurs unibermarins et pluribermarins (tableau 9). Les graphiques de l'abondance et l'ajustement log-linéaire pour les remontes d'unibermarins, celles de pluribermarins et les remontes totales, ainsi que la ponte totale donnent tous à penser que l'abondance de la population a considérablement décliné au cours des 15 dernières années (figure 25). Le modèle log-linéaire a prédit des taux de déclin similaires (82,8 %, 79,1 %, 82,2 %, 82,7 %) pour tous les indicateurs de l'abondance des adultes sur trois générations.

Les taux de déclin de la population de saumon de la rivière Magaguadavic ont été mis à jour depuis ceux présentés dans Jones *et al.* (2014). On a calculé les taux en utilisant les remontes combinées d'unibermarins et de pluribermarins sauvages et d'écloserie (tableau 1) et le modèle log-linéaire décrit ci-dessus. Les graphiques de l'abondance et l'ajustement log-linéaire pour les remontes totales indiquent des déclin importants (76,9 %) de l'abondance de la population au cours des 15 dernières années (tableau 13; figure 26). Cependant, l'intervalle de confiance inférieur de cet ajustement du modèle comprenait une valeur négative, dénotant un plus grand niveau d'incertitude dans le sens du changement de la population. C'est probablement le

résultat du nombre relativement plus grand d'unibermarins sauvages et de poissons d'écloserie qui sont remontés au début et au milieu de la série chronologique.

Les calculs effectués pour fournir les totaux actualisés des remontes d'unibermarins et de pluribermarins dans l'UD de 1993 à 2019 sont décrits plus loin (tableau 14). Les remontes totales d'unibermarins et de pluribermarins dans la rivière Saint-Jean de 1993 à 2019 ont été calculées à partir des remontes estimées dans la rivière Nashwaak (en amont de la barrière de dénombrement, tableau 9), multipliées par la quantité d'habitat évaluée (total de la rivière Nashwaak * proportion en amont de la barrière; $0,245 * 0,90 = 0,221$), plus les remontes totales vers le barrage de Mactaquac (tableau 2). Les estimations actualisées de l'habitat présentées dans Marshall *et al.* (2014) ont été utilisées. Cela a légèrement augmenté (1 à 3 %) les estimations de la remonte totale pour la période de 1993 à 2012 indiquées dans Jones *et al.* (2014), mais n'a pas influencé les taux de déclin.

Jones et ses collaborateurs (2010) ont estimé les remontes d'unibermarins et de pluribermarins dans d'autres rivières de l'extérieur de la baie de Fundy en utilisant les remontes totales dans les rivières Magaguadavic et Sainte-Croix, divisées par la proportion de la zone d'habitat évaluée dans les rivières Sainte-Croix et Magaguadavic par rapport à la quantité totale d'habitat pour l'ensemble du complexe de rivières de la partie extérieure de la baie de Fundy, puis ajoutées aux remontes estimées dans la rivière Saint-Jean pour obtenir les remontes totales estimées d'unibermarins et de pluribermarins dans l'UD. Cependant, la passe à poissons de la rivière Sainte-Croix n'a pas été surveillée depuis 2006. Ainsi, on a estimé les remontes dans d'autres rivières du complexe de la partie extérieure de la baie de Fundy (y compris la rivière Sainte-Croix) de 2007 à 2019 en se fondant uniquement sur les remontes dans la rivière Magaguadavic et sa zone d'habitat productif accessible en tant que pourcentage (0,198) des rivières de la partie extérieure de la baie de Fundy dans l'UD 16 (Canada seulement). Les estimations actualisées de l'habitat pour la rivière Sainte-Croix et d'autres rivières à l'ouest de la rivière Saint-Jean dans l'UD 16 ont été utilisées dans ces calculs. Les méthodes appliquées pour mettre à jour les estimations de l'habitat productif du saumon dans l'UD 16 sont fournies dans Marshall *et al.* (2014).

L'estimation totale des remontes d'unibermarins dans l'ensemble de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy en 2019 était de 1 584 saumons (tableau 14). Les remontes estimées d'unibermarins en 2019 étaient inférieures de 54 % à la moyenne des 15 années précédentes. Les remontes estimées totales de pluribermarins dans l'UD 16 étaient de 524 saumons, soit 50 % de moins que la moyenne des 15 années précédentes. Les remontes estimées totales (unibermarins et pluribermarins combinés) en 2019 étaient inférieures de 53 % à la moyenne des 15 années précédentes et se situaient au sixième rang des estimations les plus faibles de la série chronologique de 27 ans. Globalement, les remontes estimées dans la région de l'extérieur de la baie de Fundy pour les saumons unibermarins et pluribermarins sont inférieures à 15 % de la valeur nécessaire à la conservation depuis 2011.

Comme pour les trois populations indicatrices de l'UD 16 (la rivière Saint-Jean en amont de Mactaquac, la rivière Nashwaak [la rivière Saint-Jean en aval du barrage de Mactaquac], la rivière Magaguadavic [complexe de la partie extérieure de la baie de Fundy]), on a analysé les tendances des remontes d'unibermarins, des remontes de pluribermarins et des remontes combinées d'unibermarins et de pluribermarins (tableau 13) pour l'ensemble de l'UD au cours des 15 dernières années à l'aide du modèle log-linéaire. Les graphiques de l'abondance et l'ajustement log-linéaire pour les groupes indiquent des déclinés marqués de l'abondance de la population au cours des 15 dernières années (figure 27). Les taux de déclin tirés du modèle log-linéaire pour les remontes d'unibermarins, les remontes de pluribermarins et les remontes totales étaient respectivement de 81,3 %, de 79,4 % et de 81,0 % (tableau 13).

ZONE D'OCCUPATION

La superficie totale du bassin versant, de l'habitat humide, ainsi que de l'habitat productif pour la population de l'extérieur de la baie de Fundy ou l'UD 16 ont été mises à jour dans Marshall *et al.* (2014) et sont identiques aux superficies indiquées dans Jones *et al.* (2014). Ces estimations de l'habitat accessible, principalement dans les affluents de la rivière Saint-Jean, reposent sur des données spatiales numériques du ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick, sur des mesures de largeur tirées de photos aériennes et sur des mesures de longueur provenant de cartes orthophotographiques. Les zones d'habitat productif (plus de 0,12 %) sont divisées en fonction du gradient du cours d'eau (Amiro 1993). Les bases des estimations de l'habitat productif pour les autres rivières sont fournies à l'annexe 2 de Marshall *et al.* (2014).

La dernière fois que le MPO et ses partenaires ont effectué un vaste relevé par pêche à l'électricité pour évaluer la présence ou l'absence (zone d'occupation) et la densité relative (poissons par 100 m²) de saumons juvéniles dans les rivières contenant un habitat accessible dans l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy remonte à 2009. Les résultats de ces efforts de collaboration sont détaillés dans Jones *et al.* (2014). Au total, le relevé par pêche à l'électricité a porté sur 189 sites équivalant à plus de 137 000 m² d'habitat dans l'UD. Des saumons juvéniles sauvages (classes d'âge combinées) ont été capturés dans 69 %, 65 % et 33 % des sites visés par le relevé dans les affluents en amont du barrage de Mactaquac, dans les affluents en aval du barrage de Mactaquac et dans six rivières du complexe de la partie extérieure de la baie de Fundy, respectivement.

CONSIDÉRATIONS LIÉES À L'HABITAT

PROPRIÉTÉS FONCTIONNELLES

Milieux d'eau douce

L'habitat d'eau douce utilisé par le saumon atlantique est diversifié, largement documenté et a fait l'objet d'études approfondies (p. ex., Bjornn et Reiser 1991, Gibson 1993, Bardonnnet et Baglinière 2000, Armstrong *et al.* 2003, Rosenfeld 2003, Amiro 2006, Bowlby *et al.* 2014). Les composantes fonctionnelles de l'habitat d'eau douce du saumon atlantique de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy, y compris leurs caractéristiques et paramètres associés, sont bien connues par rapport à celles de l'habitat marin (MPO 2014). Marshall et ses collaborateurs (2014) ont fourni des descriptions fonctionnelles des propriétés de l'habitat aquatique nécessaires au bon accomplissement des stades du cycle vital en eau douce. Les principaux types d'habitats d'eau douce déterminés comprennent les habitats d'alimentation, d'hivernage, de fraie, d'alevinage et de croissance pour les premiers stades du cycle vital, et de montaison (Gibson 1993, Armstrong *et al.* 2003). La qualité des habitats d'eau douce peut être influencée par les températures saisonnières, le débit des cours d'eau, la chimie de l'eau (p. ex., pH, oxygène dissous), la turbidité, l'abondance des invertébrés, les perturbations physiques (p. ex., retenues d'eau, déboisement) et la connectivité. Parmi ces facteurs, la connectivité demeure généralement l'impact qui affaiblit le plus la population; il s'agit donc de l'impact le mieux quantifié touchant l'habitat du saumon dans l'UD 16 (Clarke *et al.* 2014, MPO 2014, Marshall *et al.* 2014). D'autres facteurs, tels que ceux causés par les changements climatiques (p. ex., les températures de l'eau, le débit des cours d'eau), l'agriculture, la foresterie et l'urbanisation croissante, sont également reconnus comme affaiblissant la population, mais leurs impacts sur l'habitat d'eau douce du saumon de l'extérieur de la baie de Fundy restent non quantifiés pour la plupart.

Milieus estuariens, marins et soumis à des marées

Pratiquement toutes les rivières à saumon du réseau de la rivière Saint-Jean ont un faible gradient au point où elles rejoignent les eaux de marée et l'étendue spatiale de l'estuaire peut varier quotidiennement en fonction de l'amplitude des marées et de leur incursion dans les rivières. Les smolts qui rencontrent des estuaires étendus tels que le bas Saint-Jean, dont la traversée peut durer jusqu'à 10 jours (moyenne de six à sept jours) (Lacroix 2008) avant d'atteindre la baie de Fundy, peuvent bénéficier d'une certaine croissance précocéanique et d'une possible prédation réduite une fois en mer (Marshall *et al.* 2014).

On connaît moins bien les besoins en matière d'habitat marin du saumon de l'extérieur de la baie de Fundy que ceux associés à l'habitat d'eau douce. Le manque d'informations est dû, en partie, aux défis associés à la collecte de données et au suivi des saumons pendant leurs migrations durant la phase marine. Néanmoins, il existe un ensemble de données de marquage (Ruggles et Ritter 1980, Penney 1983, Ritter 1989, CIEM 1990, 2007, Lacroix *et al.* 2004, Lacroix et Knox 2005, Whoriskey *et al.* 2006, Lacroix 2008, 2013a, 2013b, 2014, Ó Maoiléidigh *et al.* 2018) indiquant que les saumons de l'extérieur de la baie de Fundy fréquentent la baie de Fundy, le plateau néo-écossais, les bancs de Terre-Neuve, les côtes de Terre-Neuve et du Labrador, de même que la mer du Labrador, où d'autres chercheurs ont décrit les habitats et les proies de prédilection du saumon atlantique (Dadswell 2004, Reddin 2006, Dadswell *et al.* 2010, Reddin *et al.* 2011, Lacroix *et al.* 2012, Sheehan *et al.* 2012, Renkawitz *et al.* 2015, Strøm *et al.* 2020). On a également analysé, au cours des dernières années, les isotopes stables des écailles de saumon de l'extérieur de la baie de Fundy archivées pour déduire les conditions océaniques et les stratégies d'alimentation déterminées par la composition du régime alimentaire, l'emplacement de la quête de nourriture ou les deux (Soto *et al.* 2018, Kelly *et al.* 2019). Marshall et ses collaborateurs (2014) ont généralisé les paramètres de l'habitat marin important pour différents stades du cycle vital de la plupart des populations de saumon atlantique (y compris du saumon atlantique de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy), plus précisément la température de l'eau, la salinité, la profondeur, les courants océaniques, les régimes de lumière et la présence d'organismes proies appropriés.

ÉTENDUE SPATIALE ET CONTRAINTES

Milieus d'eau douce

On pense que le saumon atlantique de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy utilise l'habitat accessible de la plupart des rivières du sud-ouest du Nouveau-Brunswick qui se déversent dans la baie de Fundy à l'ouest de la rivière Saint-Jean, ainsi que l'habitat accessible de cette dernière (figure 1). La rivière Saint-Jean arrive au deuxième rang des rivières les plus longues du nord-est de l'Amérique du Nord et son bassin couvre une superficie de plus de 55 000 km². Elle prend sa source dans le nord du Maine, s'écoule vers le nord-est dans le nord du Nouveau-Brunswick tout en étant alimentée par des affluents dans l'est du Québec et traverse ensuite le Nouveau-Brunswick vers le sud-est jusqu'à la baie de Fundy (figure 2). Cinquante et un pour cent du bassin de la rivière Saint-Jean se trouvent au Nouveau-Brunswick, 36 % dans le Maine et 13 % au Québec (Kidd *et al.* 2011). Environ 16 000 km² du bassin sont situés en amont de Grand-Sault, au Nouveau-Brunswick, et étaient autrefois inaccessibles au saumon atlantique (Cunjak et Newbury 2005). On compte 11 rivières à saumon dans l'UD 16 (en considérant la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac comme une seule rivière avec 18 affluents) dans le bassin de la rivière Saint-Jean. Neuf autres rivières (rivières du complexe de la partie extérieure de la baie de Fundy), dont l'habitat de fraie et d'alevinage est potentiellement accessible au saumon atlantique, s'écoulent à l'ouest de la rivière Saint-Jean et se déversent dans la baie de Fundy, entre la ville de Saint John et la frontière

canado-américaine. Les estimations de la capacité de production de l'habitat dans 16 affluents, deux sections du cours principal de la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac et 10 affluents de la rivière Jemseg en aval du barrage de Mactaquac, sont présentées dans le tableau 1 de Marshall *et al.* (2014). Marshall et ses collaborateurs (1997) ont documenté l'étendue d'une grande partie de l'habitat productif pour le saumon atlantique dans l'UD 16 (Canada) sur la base de gradients de plus 0,12 %, tels que déterminés par Amiro (1993). Les régimes actuels de température et de débit des cours d'eau, les impacts dus aux obstructions, à l'agriculture, à l'urbanisation, etc., influencent la capacité productive de l'habitat de la rivière Saint-Jean et des rivières Sainte-Croix et Magaguadavic par rapport à autrefois (Clarke *et al.* 2014). Au total, on estime qu'il y a 49,7 km² d'habitat productif disponible pour le saumon atlantique dans l'UD 16 au Canada et aux États-Unis, dont 81 % se trouvent au Canada. Sur la superficie combinée au Canada et aux États-Unis, 90 % sont situés dans le bassin de la rivière Saint-Jean. Dans la rivière Saint-Jean, 21,5 km² sont en amont du barrage de Mactaquac et 23,1 km² en aval de ce barrage. On ne trouve que 5,0 km² d'habitat productif (10 %) dans les rivières situées à l'ouest de la rivière Saint-Jean.

La principale contrainte spatiale pour le saumon atlantique dans l'UD 16 est la connectivité résultant des grands barrages hydroélectriques et des retenues d'amont dans la rivière Saint-Jean, ainsi que dans les rivières Sainte-Croix et Magaguadavic. Les plus grandes rivières de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy ont connu un siècle ou plus de développement industriel qui a limité la connectivité des populations de saumon atlantique et de leur habitat. Les altérations de l'habitat associées aux barrages, aux retenues d'amont, aux débits régulés et à d'autres impacts sur l'écosystème, comme les polluants ponctuels, ont limité l'accessibilité et réduit la connectivité dans le cours principal de la rivière Saint-Jean (et de certains affluents) entre le barrage de Mactaquac et Grand-Sault (Kidd *et al.* 2011). Elles sont également largement responsables de la dégradation de sections importantes des bassins de la rivière Sainte-Croix et, dans une moindre mesure, de la rivière Magaguadavic. Les grands barrages et les retenues d'amont touchent 48 % de la superficie estimée accessible de l'habitat d'eau douce productif dans la rivière Saint-Jean et 52 % de celui de l'ensemble de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy. Il y a également trois barrages-réservoirs (Serpentine, Trousers et Long) sur le « bras droit » de la rivière Tobique, avec une capacité de stockage d'eau combinée de 130 millions de m³ (Carr 2001). La figure 2 montre l'emplacement des principaux barrages sur la rivière Saint-Jean. L'impact critique de ces barrages, retenues d'amont et réservoirs de stockage sur la connectivité de l'habitat dans chacun des bassins susmentionnés est résumé dans Marshall *et al.* (2014). Des descriptions concises de ces barrages et obstructions, ainsi que d'autres, dans l'UD 16 sont données dans Clarke *et al.* (2014).

Milieux estuariens, marins et soumis à des marées

La limite de l'estuaire de la rivière Saint-Jean et de ses affluents fluctue avec les marées de la baie de Fundy, mais on considère généralement qu'il s'agit de la partie du cours principal allant depuis Reversing Falls, à l'entrée du port de Saint-Jean, vers l'amont jusqu'à une zone située près de Long Reach, au Nouveau-Brunswick. De même, les estuaires du complexe de rivières de la partie extérieure de la baie de Fundy sont considérés comme la zone à l'embouchure de chaque rivière influencée par l'eau de mer, mais ils ne sont pas explicitement définis.

D'après les lâchers de 40 smolts sauvages et de 20 smolts d'écloserie de la rivière Nashwaak et de 41 smolts d'écloserie du Centre de biodiversité de Mactaquac, les post-smolts de l'extérieur de la baie de Fundy avaient tendance à sortir rapidement de la baie de Fundy, de la fin mai au début juin, et à nager directement dans le bassin Grand Manan (Lacroix 2008), mais on a aussi observé une petite proportion de migrateurs lents (intervalle de 9 à 35 jours) (Lacroix *et al.* 2013a). Afin d'approfondir les connaissances sur les voies de migration, l'état et l'habitat

des post-smolts de la baie de Fundy, Lacroix et Knox (2005) ont marqué et lâché environ 900 000 smolts d'écloserie du Centre de biodiversité de Mactaquac dans la rivière Saint-Jean; ils ont capturé, marqué et relâché plusieurs milliers de smolts sauvages dévalant de plusieurs rivières de la baie de Fundy; et ils ont effectué des relevés au chalut de surface dans la baie de Fundy et le golfe du Maine entre 2001 et 2003. Les relevés ultérieurs au chalut de surface menés dans la baie de Fundy et le golfe du Maine ont permis de capturer 161 post-smolts sauvages et 237 post-smolts d'écloserie. Aucun saumon issu de ces lâchers n'a été capturé à l'est de la rivière Saint-Jean ou à proximité de la baie Passamaquoddy. En se fondant sur les captures de post-smolts et les températures de la surface de la mer pendant le chalutage les derniers jours de mai et la première moitié de juin, Lacroix (2013a) a suggéré une zone d'habitat convenable dans l'extérieur de la baie de Fundy et l'est du golfe du Maine, s'étendant jusqu'au plateau néo-écossais, qui était caractérisée par des températures de la surface de la mer entre 4 et 10 °C et qui rapetissait avec l'arrivée de l'été.

Les post-smolts de l'extérieur de la baie de Fundy se déplacent probablement, en partie, dans l'interface des courants océaniques pour atteindre l'extérieur de la baie de Fundy, le plateau néo-écossais, les côtes de Terre-Neuve et la mer du Labrador, où il se peut qu'ils passent l'hiver, comme le pense Reddin (2006). Au printemps et à l'été suivants, les saumons unibermarins capturés sur la côte sud et sud-est de Terre-Neuve ou au large de la Nouvelle-Écosse arrivent probablement à maturité et remontent dans leurs rivières natales en Amérique du Nord. En revanche, on peut trouver des saumons dibermarins (unibermarins non matures) à la fin de l'été et en automne, se nourrissant sur le littoral le long des côtes nord-est de Terre-Neuve et du Labrador, à l'ouest du Groenland, dans la mer du Labrador et dans la mer d'Irminger, y compris sur la côte est du Groenland (Reddin 2006). Si l'on se fonde largement sur le chevauchement spatial et temporel des données d'archives et de marquage électronique (CIEM 2007, Reddin *et al.* 2012, Lacroix 2013b, Ó Maoiléidigh *et al.* 2018), on peut supposer que les reproducteurs à fraies répétées de l'extérieur de la baie de Fundy suivent généralement la route des post-smolts vers la mer du Labrador et qu'ensuite, selon la stratégie de leur cycle vital (reproducteur à fraies répétées pendant des années consécutives ou une année sur deux), ils sont exposés à un habitat marin similaire à celui des unibermarins et des dibermarins. Dadswell et ses collaborateurs (2010) ont proposé un autre modèle pour la répartition du saumon dans l'Atlantique Nord, selon lequel une certaine proportion des populations des deux stocks continentaux utilise le tourbillon subpolaire de l'Atlantique Nord pour migrer entre les habitats d'alimentation saisonniers du nord-ouest et du nord-est de l'Atlantique. Quoiqu'il en soit, les informations ne sont actuellement pas suffisantes pour déterminer les limites de l'habitat essentiel marin du saumon atlantique de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy, si ce n'est une gamme générale d'occurrences entre la baie de Fundy et l'axe principal du tourbillon subpolaire de l'Atlantique Nord.

On ne pense pas que les contraintes spatiales du saumon atlantique de l'UD 16 dans le milieu marin limitent la persistance de la population (Marshall *et al.* 2014). Le suivi par télémétrie acoustique de smolts sauvages et élevés en écloserie migrant à partir de deux rivières de la baie Passamaquoddy a montré que la présence d'installations salmonicoles à la fois dans l'estuaire et le long de la route de migration des poissons de l'une des rivières n'a pas retardé la migration, mais que la plupart des pertes de smolts et de post-smolts de cette rivière se sont produites dans des zones proches des installations salmonicoles, où les prédateurs potentiels étaient abondants (Lacroix *et al.* 2004).

L'influence du réchauffement des températures de la surface de la mer au cours des dernières années pourrait diminuer la qualité des habitats dans les estuaires ou en mer. Les post-smolts et les charognards peuvent être confrontés à des nombres différents de prédateurs ou d'agents

pathogènes, ou les rencontrer à des moments différents, lorsqu'ils accèdent aux zones d'alimentation utilisées par le passé (Lacroix *et al.* 2004, Lacroix 2013b).

MENACES

L'évaluation du potentiel de rétablissement pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy définit une menace comme toute activité ou tout processus (aussi bien naturel qu'anthropique) qui a causé, cause ou pourrait causer une atteinte grave à un individu d'une espèce en péril, sa mort ou des modifications de son comportement, ou encore la détérioration, la destruction et/ou la perturbation de son habitat jusqu'à entraîner des répercussions à l'échelle de la population (MPO 2014). Le tableau A4 et A5 présente un résumé des menaces potentielles pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy, ainsi qu'un classement de leur importance relative pour la persistance du saumon de cette UD. Seules les menaces évaluées comme présentant un risque élevé ont été abordées en détail. Dans les milieux d'eau douce, il s'agit notamment des barrages hydroélectriques et de la pêche illicite. Le prélèvement de saumons adultes dans les rivières de l'extérieur de la baie de Fundy a été déterminé comme une menace particulièrement grave pour les populations et une perte directe de reproducteurs. Dans les milieux marins, les changements des conditions marines (qui touchent les températures, les courants et les interactions prédateurs-proies), la salmoniculture, le phénomène de diminution des populations et les maladies et parasites ont été évalués comme des menaces présentant un risque élevé. Les mesures d'atténuation potentielles en eau douce visant à lutter contre les menaces présentant un risque élevé étaient la mise en œuvre ou l'amélioration du passage du poisson vers l'aval, le retrait ou la remise en état des réservoirs/barrages, davantage d'activités d'éducation et de sensibilisation, la sensibilisation du public et une plus grande mise en application dans les secteurs préoccupants. Les mesures d'atténuation potentielles en milieu marin pour lutter contre les menaces présentant un risque élevé étaient l'application de critères de choix des sites fondés sur la science pour les opérations aquacoles, des régimes de gestion des évasions, une meilleure gestion de la santé du poisson, une conformité et une mise en application accrues des pratiques de gestion exemplaires, ainsi que l'amélioration de l'éducation et de la formation pour l'industrie.

DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET COMMERCIAL

Zones résidentielles et urbaines

L'urbanisation a été définie comme une menace moyenne pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014). Clarke et ses collaborateurs (2014) ont résumé l'effectif des populations pour les développements urbains notables dans l'ensemble de l'extérieur de la baie de Fundy. La plupart des chiffres du recensement utilisés proviennent de 2010-2011. Bien qu'une mise à jour site par site ne soit pas fournie dans le présent document, la population globale du Nouveau-Brunswick est demeurée relativement stable au cours de la dernière décennie et il est peu probable que des changements représentent une modification de l'évaluation de la menace que pose l'urbanisation pour le saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy.

Zones commerciales et industrielles

Aucune donnée du MPO.

Zones touristiques et récréatives

Aucune donnée du MPO.

AGRICULTURE ET AQUACULTURE

Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois

L'agriculture a été définie comme une menace moyenne pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014). Clarke et ses collaborateurs (2014) ont résumé l'empreinte et la diversité des pratiques agricoles dans l'extérieur de la baie de Fundy, mettant en évidence la production et la transformation de pommes de terre dans le bassin de la rivière Saint-Jean comme la contribution la plus notable à cette menace pour le saumon.

Élevage de bétail

Aucune donnée du MPO.

Aquaculture en mer et en eau douce

Étant donné les corrélations entre la proximité et la densité des sites aquacoles et leurs effets négatifs sur les salmonidés sauvages (p. ex., Ford et Myers 2008) et le fait que toutes les populations de saumon de l'extérieur de la baie de Fundy doivent passer à moins de 100 km d'une zone d'aquaculture intensive dans la région de Quoddy, il n'est pas surprenant que la salmoniculture et les maladies et parasites aient été relevés comme des menaces élevées pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014, Clarke *et al.* 2014). En 2011, la récolte de saumon d'élevage au Nouveau-Brunswick s'élevait à 20 000 t, soit 4,5 millions de saumons; 95 permis ont été délivrés dans la région de la baie Passamaquoddy (1/3 intentionnellement en jachère).

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont décomposé les menaces posées par l'aquaculture pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy en quatre thèmes : les écloséries en eau douce, les saumons d'élevage qui s'échappent, les interactions du saumon sauvage avec les élevages et les zones environnantes, et l'aquaculture de non-salmonidés. Les interactions entre les saumons atlantiques sauvages et les opérations aquacoles peuvent se produire dans l'environnement immédiat des parcs en filet ou entre les saumons d'élevage qui se sont échappés et les saumons sauvages. Les saumons qui s'échappent des sites aquacoles peuvent avoir des répercussions sur les populations sauvages de saumon atlantique en réduisant la valeur adaptative génétique par le biais des croisements, en provoquant la perte d'adaptations locales, en introduisant des agents pathogènes ou des maladies, en forçant les saumons sauvages à se déplacer et en accroissant les incertitudes dans l'évaluation des stocks sauvages (MPO 2014).

Les écloséries en eau douce peuvent menacer la qualité de l'habitat en cas d'écoulements contaminés, d'individus d'élevage qui s'échappent ou de maladies (Bowlby *et al.* 2014). Clarke et ses collaborateurs (2014) passent en revue plusieurs cas dans lesquels on a constaté que des smolts et des adultes en montaison dans les rivières de l'extérieur de la baie de Fundy étaient issus de saumons juvéniles d'élevage qui se sont échappés en eau douce. Dans la rivière Magaguadavic, 9 % des remontes d'adultes de la cohorte de smolts de 1996 étaient des smolts qui s'étaient échappés d'écloséries commerciales nationales en amont au stade de juvéniles (Lacroix et Stokesbury 2004). Le fait que cette même étude ait estimé que le taux de survie de ces smolts échappés d'une éclosérie n'atteignait que 20 % de celui des smolts sauvages durant la migration marine révèle un apport potentiel relativement élevé de juvéniles d'élevage qui se sont échappés dans les environnements d'eau douce, sans parler des effets génétiques de l'introgession. Dans un autre cas, plus de 20 % des smolts capturés à une barrière de dénombrement sur la rivière Tay en 1998 s'étaient échappés d'une éclosérie privée (Marshall *et al.* 1999).

La menace que représentent les interactions entre les saumons d'élevage échappés des cages marines et les populations de saumons sauvages dépend, entre autres, de la taille des élevages, du taux d'évasion et de la fréquence des événements d'évasion (Morris *et al.* 2008). Dans l'extérieur de la baie de Fundy, où l'abondance des saumons d'élevage adultes (des millions) est de plusieurs ordres de grandeur supérieure à la population totale de saumons adultes de l'extérieur de la baie de Fundy (un millier), la menace potentielle posée par les événements d'évasion, même de faible fréquence et peu importante, est grave. Entre 2010 et 2019, plusieurs événements d'évasion à grande échelle ont été signalés dans le secteur de l'aquaculture, notamment des brèches dans le confinement qui ont entraîné la fuite de 184 000, plus de 100, entre 1 000 et 1 500, 40 000 et environ 1 225 saumons d'élevage en 2010, 2012, 2013, 2015 et 2019, respectivement. Dans la rivière Magaguadavic, des saumons qui s'étaient échappés ont été identifiés chaque année entre 1992 et 2019, avec plus de 1 000 individus remontant la rivière en 1994. Depuis, de tels saumons représentent plus de 75 % du total cumulé des saumons en montaison et ont constitué plus de 90 % de la remonte de saumons adultes certaines années et 100 % de la remonte en 2017. Dans la rivière Sainte-Croix, des saumons qui se sont échappés ont été identifiés entre 1994 et 2006 (date à laquelle le suivi a pris fin) et ils représentaient entre 13 et 85 % de la remonte totale. Des saumons qui se sont probablement échappés sont repérés dans la rivière Bocabec et sont capturés dans la rivière Saint-Jean, au barrage de Mactaquac, depuis 1990. De tels saumons ont été détectés toutes les années depuis, sauf six, pour un total atteignant 229 saumons (1990). Voir un examen approfondi des événements d'évasion de l'aquaculture dans l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy, y compris des preuves de l'introggression entre les saumons d'élevage et les saumons sauvages, dans Clarke *et al.* (2014).

Lorsque le saumon sauvage interagit avec les zones d'élevage, il peut être exposé aux effets de la charge en nutriments et des apports chimiques, y compris les antibiotiques, ainsi qu'à une modification de la dynamique entre prédateurs et proies lorsque les poissons sauvages se rassemblent autour des cages marines (Goodbrand *et al.* 2013). Dans le cas de la baie Passamaquoddy, la plupart des smolts originaires de l'extérieur de la baie de Fundy qui sont entrés dans la zone ont été détectés à la sortie (Lacroix *et al.* 2004, Lacroix 2008), bien que cette dernière étude ait noté une survie plus faible des smolts dans les zones où les prédateurs étaient prédominants. Clarke et ses collaborateurs (2014) ont souligné que les preuves documentées des effets des opérations aquacoles sur les populations de saumon au Canada atlantique étaient rares par rapport à l'Europe ou à l'Ouest canadien. Ils ont recommandé de poursuivre les recherches et la collaboration avec l'industrie aquacole afin de définir et de surveiller les effets de l'industrie dans cette région. À ce jour, l'attraction des prédateurs vers les parcs en filet n'a pas été directement liée à l'augmentation de la mortalité dans les populations de saumon sauvage de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014). Clarke et ses collaborateurs (2014) ont considéré que l'aquaculture des non-salmonidés avait un impact négligeable sur la persistance du saumon sauvage de l'extérieur de la baie de Fundy.

Il existe actuellement 93 sites d'aquaculture marine dans la zone occupée par l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy qui sont autorisés à élever des espèces de poissons (figure 28). En janvier 2021, trois autres sites étaient en cours d'examen. La majorité des sites marins se trouvent dans la partie sud-ouest de l'UD, dans la baie Passamaquoddy et ses environs et au large de l'île Grand Manan. Entre 2015 et 2019, la production annuelle moyenne de saumon d'élevage au Nouveau-Brunswick était de 24 988 t (figure 29).

PRODUCTION D'ÉNERGIE ET EXPLOITATION MINIÈRE

Forage pétrolier et gazier, et énergie renouvelable

Les centrales non hydroélectriques dans la zone occupée par l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy comprennent la centrale nucléaire de Lepreau, qui fait circuler en permanence 300 gallons d'eau de mer par minute, avec des rejets jusqu'à 20 °C plus chauds que la température ambiante (Clarke *et al.* 2014). Les autres risques d'émission connexes sont les produits radioactifs gazeux et liquides ainsi que les biocides anti-salissures (Nelson *et al.* 2001). La centrale thermique de Coleson Cove, qui représente environ 25 % de la capacité de production d'électricité du Nouveau-Brunswick (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick 2019) a été citée comme la plus grande source ponctuelle de pollution atmosphérique et de gaz à effet de serre dans la région (Clarke *et al.* 2014).

Exploitation de mines et de carrières

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont passé en revue les activités d'extraction de potasse, de métaux (divers) et de gaz de schiste existantes et en cours de développement dans l'extérieur de la baie de Fundy. Ils documentent la rupture d'une conduite de saumure de potasse qui a entraîné la mort de saumons dans la rivière Hammond dans les années 1980, ainsi que des déversements ultérieurs en 1994, 1995 et 2009. Au moment de la rédaction de leur document, on pensait que l'exploitation de la mine de tungstène et de molybdène de Sisson Brook, dans le bassin versant de la rivière Nashwaak, devait commencer en 2014. Dans un communiqué de presse (3 décembre 2020), Northcliff Resources a annoncé l'approbation d'une prolongation de deux ans du calendrier de début de la construction. L'entreprise a annoncé en même temps que :

« ...la demande d'autorisation de Sisson en vertu de la Loi sur les pêches et du plan de compensation de l'habitat du poisson a été examinée et approuvée. Conformément à l'alinéa 35(2)b de la Loi sur les pêches, la ministre des Pêches et des Océans du Canada a autorisé les travaux proposés, qui entraîneront des impacts sur le poisson et son habitat découlant de la construction et de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert et d'une installation de stockage de résidus miniers qui auront des répercussions sur le poisson et son habitat » [traduction].

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont également souligné qu'une grande partie du Nouveau-Brunswick contient du schiste gazifière et qu'un certain nombre d'entreprises explorent ou produisent activement du gaz de schiste par fracturation.

CORRIDORS DE TRANSPORT ET DE SERVICE

Routes et voies ferrées

Le Conseil national de recherches du Canada (2003) a classé les routes au deuxième rang des obstacles les plus importants au rétablissement du saumon atlantique. Chaque traversée de route a le potentiel de créer un obstacle au déplacement du poisson, d'influencer la sédimentation, d'être une source chronique de polluants et d'augmenter l'accès humain, se traduisant par une altération de l'habitat aquatique et la propagation d'espèces non indigènes (Bowlby *et al.* 2014 et les références connexes). Les infrastructures de franchissement ont été identifiées comme une menace moyenne pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014). Clarke et ses collaborateurs (2014) ont montré que la densité des franchissements sans revêtement était particulièrement élevée dans les bassins versants des

rivières Nashwaak, Keswick et Tobique en raison de l'histoire important des opérations forestières, dont il a été démontré qu'elles contribuaient beaucoup à l'apport de sédiments dans les cours d'eau.

Lignes de services publics

Aucune donnée du MPO.

Voies de transport par eau

La circulation maritime est concentrée dans la ville de Saint John, à l'embouchure de la rivière Saint-Jean, où la navigation elle-même (comportement d'évitement) ainsi que le contenu biotique et abiotique des eaux de ballast et le potentiel de déversement des marchandises transportées représentent tous des menaces potentielles, mais non documentées, pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO et MRNF 2009). La raffinerie de pétrole Irving située à l'extérieur de Saint John, au Nouveau-Brunswick, ainsi que l'installation Irving Canaport créent une circulation maritime élevée et un risque accru de déversement de produits pétroliers, qui pourrait être dévastateurs pour les espèces marines de l'extérieur de la baie de Fundy, y compris le saumon (Clarke *et al.* 2014). La circulation maritime est également intense sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse jusqu'à la côte sud de Terre-Neuve, le plus gros volume sortant du golfe du Saint-Laurent par le détroit de Cabot (Bowlby *et al.* 2014). Comme la circulation est concentrée dans les environnements côtiers et les voies de migration marine potentielles du saumon de l'extérieur de la baie de Fundy, le degré d'interaction peut être élevé.

UTILISATION DES RESSOURCES BIOLOGIQUES

Exploitation forestière et récolte du bois

La foresterie a été identifiée comme une menace moyenne pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014). Les principales menaces liées à la foresterie proviennent du retrait de végétation, des infrastructures routières et de l'application de produits chimiques, qui modifient le débit et la structure des cours d'eau, la charge sédimentaire et chimique et les régimes thermiques. Clarke et ses collaborateurs (2014) décrivent la grande étendue de la foresterie dans la plupart des bassins versants de l'extérieur de la baie de Fundy, y compris l'ampleur des coupes à blanc et l'utilisation de la pulvérisation de glyphosate, et concluent que, bien qu'il ne soit pas possible de déterminer de nombreux effets des activités forestières passées sur les populations de saumon de l'extérieur de la baie de Fundy, on présume que la mise en œuvre et la vérification actuelles des normes opérationnelles limitent les impacts aquatiques par unité d'exploitation par rapport aux pratiques passées. Il est important de noter que la foresterie intensive est également pratiquée du côté américain du bassin de la rivière Saint-Jean, où une section de 1,4 million d'hectares des bois du nord du Maine est largement gérée comme une forêt industrielle. Cela souligne la possibilité que les effets de la foresterie sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy puissent provenir de l'extérieur de la compétence canadienne, de sorte que la coopération et la collaboration internationales seront importantes pour déterminer les menaces et planifier des mesures de rétablissement.

Pêche et récolte de ressources aquatiques

Pêches dirigées – Milieux d'eau douce

Des prises annuelles atteignant 550 000 livres de saumon ont été signalées dans la rivière Saint-Jean et ses affluents jusqu'en 1860, pour ensuite diminuer à 200 000 livres ou moins en 1890 (Kidd *et al.* 2011). Clarke et ses collaborateurs (2014) ont examiné les sources

d'information documentant les registres des pêches autochtones, récréatives, commerciales et illicites. Toute la pêche dirigée du saumon est fermée aux pêcheurs commerciaux domestiques depuis le début des années 1980 (Jones *et al.* 2010) et aux pêcheurs autochtones et aux pêcheurs récréatifs depuis la fin des années 1990, car les populations de saumon n'atteignaient pas la valeur nécessaire à la conservation.

Cependant, Clarke et ses collaborateurs (2014) ont souligné leur forte exposition à la pêche illicite et expliqué que toutes les prises de saumons adultes dans les rivières de l'extérieur de la baie de Fundy constituent une menace grave. Pas plus tard qu'en 2010, le MPO a estimé que le braconnage représentait jusqu'à 12,6 % des remontes totales de pluribermarins (MPO 2011). Cependant, le MPO (2011) note également qu'il n'est pas possible de quantifier la pêche illicite pour la région des Maritimes et qu'il n'y a eu que sept prélèvements confirmés de saumon par braconnage illicite dans la rivière Nashwaak, soit 0,3 % des remontes. Il semble également que l'estimation de 12,6 % repose en partie sur les marques de filets et de turlottes sur les saumons comptés dans les installations de Mactaquac et de Tobique. Cependant, des pêches légales au filet dans la rivière Saint-Jean pourraient être la cause de ces marques de filets; dans ce cas, les prises accessoires dans la pêche, et pas nécessairement le braconnage, seraient la cause. Quoi qu'il en soit, il est difficile de quantifier la gravité et l'ampleur de la menace que représentent la pêche illicite et le braconnage, compte tenu des informations limitées et anecdotiques dont on dispose. Clarke et ses collaborateurs (2014) soulignent également que, bien que les pertes dues au braconnage et à la pêche avec remise à l'eau intentionnelle des saumons en vertu d'une pêche autorisée de la truite soient difficiles à quantifier, des mesures de précaution ont été mises en place pour réduire ces menaces, comme l'augmentation des patrouilles et la fermeture de la pêche à la ligne dans les fosses de retenue en aval des barrages et à proximité des sites de distribution/lâcher des saumons.

Prises accessoires – Milieux d'eau douce

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont passé en revue les pêches commerciales dans la zone occupée par l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy qui étaient susceptibles d'intercepter des saumons en tant que prises accessoires. Les pêches de l'alose savoureuse (*Alosa sapidissima*), de certains gaspareaux (*Alosa pseudoharengus*) et de l'alose d'été (*Alosa aestivalis*), collectivement appelés gaspereaue, et la pêche de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dans le cours principal de la rivière Saint-Jean, dans la rivière Oromocto et le complexe du lac Grand et de la rivière Jemseg, pratiquées au filet-piège et au filet maillant, ont été définies comme des menaces potentielles, bien que le manque de fiabilité des déclarations des prises accessoires rende difficile l'estimation des impacts sur la population. Jones et ses collaborateurs (2010) ont estimé à 1 % les prises accessoires d'unibermarins et à 2,4 % celles de pluribermarins dans les filets des pêches de l'alose et du gaspereaue dans le bas Saint-Jean. De petites prises accessoires de saumon dans la pêche autochtone du bar rayé (*Morone saxatilis*) en aval du barrage de Mactaquac sont également probables (MPO et MRNF 2009).

Pêches dirigées et prises accessoires – Milieux marins

Les pêches d'interception au filet dérivant ciblant le saumon ont pris fin en 1967, mais le saumon était également capturé dans des filets maillants et des fascines installés pour capturer d'autres espèces marines et diadromes (MPO et MRNF 2009). Les fascines utilisées pour le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus harengus*) et pour la pêche du maquereau de l'Atlantique (*Scomber scombrus*), tout comme la pêche pélagique extensive menée dans la région côtière de Passamaquoddy dans l'extérieur de la baie de Fundy, pourraient entraîner la capture de saumons adultes et de post-smolts en migration (Lacroix 2008).

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont examiné les prises extrapolées dans la pêche de l'ouest du Groenland en utilisant la reconstruction de la montaison pour 2001 à 2010 comme variant de

49 à 184 saumons d'ibermarins, ce qui représente des pertes de 4,2 à 15,0 % des remontes potentielles au cours de ces années. Certaines pertes peuvent encore se produire dans les pêches vivrières des résidents du Labrador et dans la pêche à Saint-Pierre-et-Miquelon (Clarke *et al.* 2014). La pêche autochtone au Labrador a varié de 6 à 17 t entre 2001 et 2010, mais la majorité visait probablement les rivières du Labrador (MPO et MRNF 2009).

La France pratique une pêche limitée au filet maillant au large de l'île de Saint-Pierre-et-Miquelon, sur la côte sud-ouest de Terre-Neuve et en 2010, 9 et 57 permis professionnels et récréatifs, respectivement, ont été délivrés (Bowlby *et al.* 2014). Les permis récréatifs autorisent l'utilisation d'un filet maillant de 180 m et les permis professionnels autorisent trois filets de 360 m chacun (CIEM 2011). Toutes les tailles de saumon peuvent être conservées et, en 2010, un total de 2,8 tonnes a été déclaré (CIEM 2011). Les analyses génétiques montrent que cette pêche est constituée à 98 % de poissons d'origine canadienne et, étant donné son emplacement, elle pourrait toucher les populations de l'extérieur de la baie de Fundy. Plus récemment, le nombre de permis professionnels délivrés est similaire à celui de 2011, avec sept permis émis en 2019, cependant, le nombre de permis récréatifs a régulièrement augmenté pour atteindre 80 en 2019 (CIEM 2020). Depuis 2011, les prises les plus importantes ont eu lieu en 2013, atteignant 5,3 t, mais elles ont depuis chuté à 1,29 t en 2019 (CIEM 2020). On a estimé qu'en 2017, 2018 et 2019, 0,2 %, 0,3 % et 0,0 %, respectivement, des pluribermarins récoltés étaient issus de la rivière Saint-Jean ou de l'aquaculture (CIEM 2019, CIEM 2020), mais les intervalles de confiance en 2017 et 2018 chevauchaient 0,0 %. Compte tenu de la proximité de la pêche, il est possible qu'elle ait un impact sur les populations de l'extérieur de la baie de Fundy, mais les effets négatifs sont probablement minimes.

Au Labrador, trois groupes autochtones prennent part à la pêche vivrière de subsistance pratiquée dans les estuaires et les baies côtières à l'aide de filets maillants (CIEM 2011), qui représente la majorité des prises de toutes les pêches autochtones (Bowlby *et al.* 2014). On pense que le taux de déclaration pour cette pêche est supérieur à 85 % (MPO et MRNF 2009). En 2010, l'estimation des prises totales était de 59,3 t, un résultat similaire aux estimations des prises des cinq années précédentes (Bowlby *et al.* 2014). Depuis 2010, les prises totales ont varié de 52,5 t à 70,4 t, avec 54,0 t en 2019. On estime que 95 % de ces prises proviennent des pêches du Labrador et, étant donné que la pêche se déroule principalement dans les estuaires des rivières locales (CIEM 2011), elle devrait avoir peu d'effet sur les populations de l'extérieur de la baie de Fundy. Les résidents du Labrador participent également à la pêche vivrière avec une prise estimée à 2,3 t en 2010 (CIEM 2011). Dans cette pêche, la réglementation minimise la capture des grands saumons pluribermarins, qui pourraient provenir de populations de l'extérieur de la baie de Fundy, et 25 % seulement des prises totales en 2010 étaient des grands saumons (CIEM 2011). Depuis 2010, les prises ont diminué à 1,6 t, elles étaient constituées à 47 % de grands saumons en 2019 (CIEM 2020). En 2017, 2018 et 2019, 0,0 % des prises dans la pêche autochtone et des résidents du Labrador provenait de la rivière Saint-Jean ou de l'aquaculture (CIEM 2019, CIEM 2020) et l'effet était probablement minime sur les populations de l'extérieur de la baie de Fundy.

INTRUSIONS ET PERTURBATIONS HUMAINES

Activités récréatives

Aucune donnée du MPO.

MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS

Incendies et suppression des incendies

Aucune donnée du MPO.

Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages

Les barrages hydroélectriques et les autres obstructions, ainsi que les menaces qui en découlent, constituent la menace la plus limitative pour la persistance du saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy (Clarke *et al.* 2014, MPO 2014). Clarke et ses collaborateurs (2014) passent en revue les diverses façons dont les barrages peuvent avoir des effets sur le saumon atlantique. Ils traitent des altérations de la structure et des fonctions de l'habitat fluvial, des réductions ou des retards liés à la connectivité et à la production, des effets sur l'écosystème des déclin d'autres espèces diadromes causés par un accès entravé, des interactions entre prédateurs et proies, et d'autres facteurs.

Clarke et ses collaborateurs (2014) soulignent l'importance particulière du barrage de Mactaquac sur la rivière Saint-Jean pour la migration du saumon atlantique vers l'amont et vers l'aval, mais précisent aussi que l'accès aux zones en amont depuis la construction du barrage de Mactaquac n'est disponible que pour le saumon atlantique et le gaspateau. Autrefois, l'aloise savoureuse, le bar rayé, l'esturgeon noir (*Acipenser oxyrinchus*), l'esturgeon à museau court (*Acipenser brevirostrum*), l'anguille d'Amérique et la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) auraient également eu accès aux eaux d'amont. La communauté biotique en amont a donc été considérablement modifiée, et une remise en état plus complète de ces espèces ayant évolué conjointement pourrait être nécessaire dans le cadre des efforts de remise en état du saumon. Le barrage de Mactaquac avait à l'origine une durée de vie utile de 100 ans, jusqu'en 2068, mais les dommages structurels causés par les réactions alcalis-granulats ont provoqué le gonflement et la fissuration des parties en béton, nécessitant un entretien annuel depuis les années 1980. On a récemment décidé d'entretenir le barrage afin qu'il continue à produire de l'électricité jusqu'en 2068. Les travaux comprendront d'importantes réparations structurelles du béton et des composants électriques, le remplacement de six turbines et l'installation de nouvelles passes à poissons multisécificiques. Les travaux devraient être terminés en 2035.

Clarke et ses collaborateurs (2014) examinent l'historique, les impacts et l'état actuel d'un grand nombre des quelque 200 barrages construits sur la rivière Saint-Jean, ainsi que l'importance des réservoirs d'amont qui occupent plus de 11 000 ha sur 145 km de voies de migration du saumon atlantique. Ces discussions ne sont pas reprises dans le présent document, sauf lorsque les données et les mises à jour du MPO sont connues. D'autres références importantes concernant les impacts des barrages sur le saumon dans la rivière Saint-Jean et d'autres rivières de l'extérieur de la baie de Fundy sont les documents de Jones *et al.* (2010, 2014) et Marshall *et al.* (2014).

Autres modifications de l'écosystème

Aucune donnée du MPO.

INTERACTIONS NÉGATIVES AVEC D'AUTRES ESPÈCES ET GÉNÉTIQUES

Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes

Clarke et ses collaborateurs (2014) soulignent la sensibilité du saumon atlantique à la prédation par les espèces de poissons indigènes et non indigènes. Dans le cas de la rivière Saint-Jean en particulier, la création de retenues d'amont et les effets dommageables ou désorientants du

passage dans les turbines et les déversoirs peuvent exacerber le risque de prédation par des espèces de poissons et d'oiseaux indigènes et non indigènes (p. ex., Carr 2001, Blackwell et Juanes 1998).

L'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) est une espèce préoccupante pour le saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy en raison de sa prédation sur les juvéniles et de l'occupation de l'habitat du saumon. L'expansion de l'aire de répartition de l'achigan à petite bouche résultant d'introductions naturelles et anthropiques non autorisées depuis son introduction initiale en 1969 est documentée dans Clarke *et al.* (2014). Le brochet maillé (*Esox niger*) est également un prédateur connu du saumon juvénile et est maintenant établi dans plusieurs rivières de l'extérieur de la baie de Fundy, dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick (Clarke *et al.* 2014 et les références connexes).

La truite brune (*Salmo trutta*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ont de meilleures capacités concurrentielles que le saumon atlantique (Van Zwol *et al.* 2012a, Houde *et al.* 2017) et les effets délétères (sur le saumon) de cette concurrence entre la truite arc-en-ciel envahissante ou introduite et le saumon atlantique sauvage sont assez bien documentés (voir certaines références ci-après). De plus en plus de données probantes établissent un lien entre la faible survie en mer et les effets retardés des interactions physiques et biologiques vécues par les saumons juvéniles dans les rivières (Russel *et al.* 2012). Par exemple, il a été démontré que le saumon atlantique s'alimente de manière plus risquée (pendant la journée) en présence de truites arc-en-ciel qu'en présence de densités similaires de congénères (Blanchet *et al.* 2008). Sur le plan individuel, il a été démontré que les stratégies comportementales et les hiérarchies de dominance du saumon sont fortement perturbées par la truite arc-en-ciel envahissante, ce qui se répercute sur les trajectoires de croissance du saumon (Blanchet *et al.* 2007). On a montré que dans les cours d'eau naturels, le saumon atlantique présentait une réduction des traits liés à la valeur adaptative qui étaient associés aux microhabitats sous optimaux en présence de truites arc-en-ciel, mais qu'il utilisait des microhabitats optimaux en leur absence (Houde *et al.* 2014). Il a également été démontré que la truite arc-en-ciel déloge le saumon atlantique de son habitat de prédilection et le place dans une situation de concurrence accrue avec d'autres salmonidés indigènes, même lorsque la truite est présente en faibles densités (Hearn et Kynard, 1986, Thibault et Dodson 2013). Dans une étude réalisée dans des chenaux expérimentaux, on a constaté que la présence de truites arc-en-ciel et de truites brunes réduisait par un facteur de deux l'agressivité, la dominance et la consommation de nourriture des saumons atlantiques, provoquant un arrêt de la croissance ou même une perte de poids des saumons pendant une période de sept jours, par rapport aux sites témoins où aucune truite n'était présente (Van Zwol *et al.* 2012b). Certains de ces effets ont été associés à des hormones de stress élevées chez le saumon lorsque des truites envahissantes étaient présentes (Van Zwol *et al.* 2012c). D'autres études sur les impacts de la truite arc-en-ciel envahissante ou introduite sur le saumon atlantique montrent que la gravité varie en fonction des différences en matière d'habitat comme la température (p. ex., Jones et Stanfield 1993), entre les différentes lignées de saumons (Van Zwol *et al.* 2012a et 2012c) et lorsque plusieurs espèces de salmonidés envahissantes sont présentes (Korsu *et al.* 2010).

Clarke et ses collaborateurs (2014) décrivent les observations et les mentions de truites arc-en-ciel dans les rivières ou les sous-bassins versants de la rivière Saint-Jean dans la région de l'extérieur de la baie de Fundy, y compris dans les rivières Magaguadavic, Big Presquile, Becaguimec, Shikatehawk et Tobique, le ruisseau Whitemarsh, la rivière Muniac et dans le cours principal de la rivière Saint-Jean, dans les passes à poissons du barrage de Mactaquac et du barrage de Beechwood. Les ancêtres des populations de truites arc-en-ciel qui se reproduisent dans les rivières Big Presquile, Shikatehawk et Becaguimec pourraient provenir de sites d'aquaculture en eau douce autorisés dans le cours supérieur de la rivière Saint-Jean

(Clarke *et al.* 2014). À l'heure actuelle, en vertu de la Politique sur l'élevage de la truite arc-en-ciel au Nouveau-Brunswick (ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick 2016), seules les truites arc-en-ciel triploïdes stériles ou femelles peuvent être utilisées dans les opérations aquacoles du Nouveau-Brunswick.

Bien qu'il n'y ait pas d'ensemencement autorisé de truite brune ou d'autres espèces de poissons non indigènes dans la zone de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy, la truite brune a été introduite au Nouveau-Brunswick en 1921 et est présente dans la rivière Saint-Jean et d'autres rivières de la région de l'extérieur de la baie de Fundy (Clarke *et al.* 2014 et les références connexes).

Le maskinongé (*Esox masquinongy*) est maintenant présent dans le bassin versant de la rivière Saint-Jean depuis 50 ans. Clarke et ses collaborateurs (2014) citent des études qui modélisent la prédation annuelle des smolts migrant au-delà du barrage de Mactaquac par le maskinongé comme étant aussi faible que 7 400 smolts selon un modèle bioénergétique et aussi élevée que de 73 000 à 154 000 smolts selon un modèle de mélange isotopique (Curry *et al.* 2007). Bien que la même étude ait conclu que compte tenu du faible nombre de maskinongés et du chevauchement minimal de son habitat avec celui du saumon, il est peu probable que le maskinongé ait un impact important sur le saumon de la rivière Saint-Jean, Jones et ses collaborateurs (2014) ont souligné que même l'estimation de prédation la plus conservatrice était préoccupante étant donné les faibles densités de saumons juvéniles en amont du barrage de Mactaquac. L'absence de passage sécuritaire vers l'aval pour les smolts est susceptible d'entraîner une prédation plus grave dans le canal de fuite du barrage, car les smolts seraient présents en concentrations élevées et possiblement stressés lorsqu'ils tombent depuis le déversoir ou traversent les turbines (Carr 2001, Curry *et al.* 2007).

L'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) a été introduit illégalement et détecté dans la rivière Magaguadavic en 2006 (Brown *et al.* 2009), et on a plus récemment confirmé sa présence et sa reproduction dans la rivière Sainte-Croix (MDIFW 2013). Depuis, des achigans à grande bouche ont également été capturés dans la rivière Meduxnekeag et le bras de Mactaquac (Gautreau *et al.* 2018). Ils peuvent être des prédateurs voraces de salmonidés juvéniles et d'autres espèces de poissons indigènes (Clarke *et al.* 2014).

Les maladies et parasites associés à la salmoniculture ont été définis comme une menace importante pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy. Ils sont examinés dans MPO (2014) et actualisés dans le présent document lorsque des données du MPO sont disponibles.

L'anémie infectieuse du saumon (AIS) a été détectée pour la première fois dans des cages de la baie de Fundy en 1996. En 1999, quatre des 58 saumons d'élevage évadés et 14 des 15 saumons sauvages prélevés dans la rivière Magaguadavic ont été déclarés positifs à l'AIS. La transmission de l'AIS des parcs en filet aux stocks sauvages est connue dans d'autres régions. Une étude réalisée en 2005 dans l'extérieur de la baie de Fundy et le golfe du Maine n'a pas trouvé de preuve que les sites aquacoles infectent les post-smolts pendant leur migration.

L'agent infectieux de la nécrose pancréatique infectieuse a été détecté dans des échantillons de saumon provenant du ruisseau Muniac (1995-1996), du ruisseau Baker (1987), du ruisseau Grand Reed (eaux d'amont de la rivière Saint-Jean, 1995-1996), de la baie Passamaquoddy (1989), de la rivière Saint-Jean (1989, 1994), du lac Oromocto (1990) et de la rivière Magaguadavic (1998), mais on soupçonne que l'échantillon de cette dernière provenait d'un saumon d'élevage qui s'est échappé (MPO 2014).

L'anémie infectieuse du saumon et la nécrose pancréatique infectieuse sont toutes deux des maladies à déclaration obligatoire à l'échelle fédérale. Entre 2015 et 2019, un total de 79 cas

d'anémie infectieuse du saumon ont été signalés au Nouveau-Brunswick (toutes les souches = 55; souches de la maladie = 18), en Nouvelle-Écosse (toutes les souches = 5; souches de la maladie = 2) et à Terre-Neuve-et-Labrador (toutes les souches = 19; souches de la maladie = 10). La nécrose pancréatique infectieuse a également été observée chez d'autres espèces (l'omble de fontaine [*Salvelinus fontinalis*], la truite arc-en-ciel et l'omble chevalier [*Salvelinus alpinus*]) et, de 2015 à 2019, un total de 12 occurrences ont été signalées au Nouveau-Brunswick (n = 3), en Nouvelle-Écosse (n = 7) et au Québec (n = 2).

Le syndrome inflammatoire périanal peut avoir un effet négatif sur la capacité de fraie, la fécondité, le comportement migratoire, le taux de croissance et la capacité du poisson à supporter des conditions océaniques changeantes (MPO 2014). On consigne les cas du syndrome inflammatoire périanal et les autres preuves d'infection ou de maladie parasitaire chez les saumons triés au Centre de biodiversité de Mactaquac. Bien que les tendances des taux d'occurrence du syndrome inflammatoire périanal n'aient pas semblé être corrélées aux taux plus faibles correspondants de production de présmolts et de smolts de 2011-2012 (c.-à-d., aucun déclin concomitant de la réussite de la reproduction ou de la survie jusqu'au stade de smolt) dans la rivière Tobique (MPO 2014), on ne connaissait pas encore les effets du syndrome inflammatoire périanal chez les parents sur la survie en mer de la descendance (les premières remontes étaient en 2013).

Les copépodes ectoparasites (« poux du poisson »; *Lepeophtheirus salmonis* et *Caligus sp.*) se nourrissent de la peau, de la chair et du mucus des saumons. On surveille le pou du poisson sur les saumons en montaison depuis 1992. Les épidémies majeures d'agents pathogènes dans les élevages de saumon n'ont pas été liées au saumon sauvage dans le Canada atlantique, bien que des recherches en épidémiologie démontrent que le taux d'exposition et la densité des hôtes sont des facteurs importants de la propagation des maladies. Si l'on considère uniquement la population de saumon d'élevage récoltée au Nouveau-Brunswick, le nombre de saumons d'élevage dépasse celui des saumons sauvages de l'extérieur de la baie de Fundy selon un rapport d'au moins 1 000:1 et les populations sauvages passent relativement près des élevages pendant certaines parties de leur migration. Ainsi, les épidémies dans les populations d'élevage denses sont une préoccupation pour les salmoniculteurs comme pour les populations sauvages (MPO 2014). Entre 1992 et 2002, on a observé que 21 % et 17 % des saumons sauvages et d'élevage capturés, respectivement, avaient des poux du poisson.

Teffer et ses collaborateurs (2020) ont étudié les profils d'agents infectieux chez les saumons d'élevage évadés entrant dans la rivière Magaguadavic par rapport aux poissons sauvages remontant la rivière Saint-Jean (à proximité immédiate du site d'aquaculture) et la rivière Restigouche (à une certaine distance du site d'aquaculture). Contrairement à leurs prévisions, les saumons de la rivière Restigouche présentaient des charges infectieuses et une richesse d'infection plus élevées que les saumons de la rivière Saint-Jean. Cependant, les saumons qui se sont échappés de sites d'aquaculture présentaient un profil d'infection unique par rapport aux saumons des autres groupes et étaient associés à la prévalence la plus élevée de virus; l'orthoréovirus pisciaire et le calcivirus du saumon atlantique étant présents chez plus de la moitié des 17 individus échantillonnés (Teffer *et al.* 2020). Chez les saumons de la rivière Saint-Jean, les agents infectieux (% des poissons chez lesquels ils ont été détectés) étaient les suivants : *Flavobacterium psychrophilum* (63 %), *I. hoferi* (33 %), *Ca.P. salmonis* (30 %), *P. theridion* (13 %), *P. pseudobranchicola* (10 %) et *Aeromonas salmonicida* (10 %) (Teffer *et al.* 2020).

Interactions négatives avec les espèces indigènes

Bien que l'omble de fontaine soit largement ensemencé dans la zone de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy et que l'on sache que des interactions de concurrence et de prédation entre le

saumon et l'omble de fontaine indigène se produisent (Henderson et Letcher 2003, Mookerji *et al.* 2004), Clarke et ses collaborateurs (2014) n'ont pas trouvé d'élément probant indiquant clairement que l'ensemencement extensif de salmonidés non anadromes a un impact sur les populations de saumon de l'extérieur de la baie de Fundy. Ils ont constaté que les saumons atlantiques étaient plus nombreux que les ombles de fontaine dans la plupart des cas lors d'un vaste relevé par pêche à l'électricité mené en 2009.

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont examiné les tendances de l'abondance et de la répartition de plusieurs prédateurs connus du saumon, soulignant l'augmentation marquée des populations de phoque gris (*Halichoerus grypus*) et les tendances de l'abondance de l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) comme étant possiblement liées à la prédation sur les saumons adultes et les post-smolts, respectivement. L'abondance de plusieurs autres prédateurs marins du saumon (p. ex., les requins pélagiques, le thon rouge de l'Atlantique [*Thunnus thynnus*]) a diminué ou varié d'une manière qui n'est pas manifestement liée à l'effondrement récent des populations de saumon. Bien que l'abondance du hareng de l'Atlantique et du lançon (*Ammodytes* spp.) ait diminué dans les décennies précédant les récents déclin graves des populations de saumon, rien ne prouve que l'abondance actuelle du krill est un facteur limitatif de la survie du saumon.

Matériel génétique introduit

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont limité leur résumé des activités d'ensemencement du saumon atlantique aux aspects pouvant contextualiser les façons dont les programmes d'écloserie et d'ensemencement pourraient constituer une menace pour l'UD du saumon de l'extérieur de la baie de Fundy. Toutes ne sont pas reprises dans le présent document, mais l'approche des auteurs divise les pratiques d'écloserie en deux catégories : « passée » (de 1967 à 2004) et « actuelle » (de 2001 à 2012).

Par exemple, des pratiques réalisées par le passé, de 1968 au milieu des années 1990, notamment la rétention d'adultes sauvages en montaison provenant des saisons de printemps, d'été et d'automne et d'affluents inconnus, aux fins d'utilisation comme stock de reproducteurs pour le programme d'atténuation du barrage de Mactaquac ont pu provoquer l'homogénéisation ou la perte des adaptations propres aux affluents. On sait maintenant que les saumons lâchés au stade de smolt, qui n'ont pas réalisé l'ensemble des stades du cycle vital naturel en eau douce, ne vivent pas les périodes pendant lesquelles le saumon atlantique développe des caractéristiques importantes pour le retour à la frayère. La diminution (ou la réorientation) de certaines pressions sélectives en raison des écloseries a pu entraîner une diminution de la valeur adaptative. Clarke et ses collaborateurs (2014) ont également déterminé que l'absence d'une passe à poissons passive vers l'amont du barrage de Mactaquac pourrait être une source de dommages physiques et de réduction de la survie et de la reproduction des saumons en raison du stress lié au piégeage, à la manipulation et au transport; ces effets sont aggravés pour le saumon des rivières Tobique ou Aroostook qui doit franchir des ascenseurs à poissons ou d'autres passes à poissons dans ces rivières.

Dans Clarke *et al.* (2014), une délimitation importante de la transition vers la période « actuelle » est l'arrêt de la plupart des activités de collecte de reproducteurs adultes et de la reproduction artificielle vers 2004. Depuis, la majorité des programmes sont axés sur la collecte de smolts dans des affluents précis et sur les lâchers d'adultes élevés en écloserie qui pourront frayer dans la nature, en raison des données probantes indiquant que ces approches sont plus susceptibles de maintenir la valeur adaptative de la population sauvage que les approches précédentes (Fraser 2008, Fraser *et al.* 2011).

POLLUTION ET CONTAMINANTS

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont procédé à une vaste analyse documentaire sur les effets des polluants, des produits chimiques et des eaux usées sur les rivières de l'extérieur de la baie de Fundy. Ils citent un inventaire des effluents possibles dans le bassin versant de la rivière Saint-Jean (États-Unis et Canada) qui a cerné plus de 70 rejets d'eaux usées non municipales, plus de 100 rejets d'eaux usées municipales, au moins 19 écloseries, 21 usines de transformation alimentaire, environ 40 installations de manutention de déchets et de roches et 15 usines de pâtes et papiers ou de bois d'œuvre (Kidd *et al.* 2011). De nombreux exemples précis qui s'appliquent à toutes les sous-catégories ci-après ont été donnés. La plupart ne sont pas répétés dans le présent document (voir Clarke *et al.* 2014 et les références connexes).

Eaux usées domestiques et urbaines

Aucune donnée du MPO.

Effluents industriels et militaires

Les effets généraux des activités militaires terrestres sur le saumon atlantique ont été décrits récemment dans MPO et MRNF (2009) :

« Les activités d'entraînement militaire menées par le ministère de la Défense nationale, ainsi que les activités de soutien à l'entraînement (construction et entretien des infrastructures), peuvent avoir des effets variés sur les poissons, dont le saumon atlantique. Les activités de formation pourraient nuire directement aux poissons, notamment en raison de manœuvres comme la traversée de cours d'eau (passage à gué), où un véhicule roulant sur le substrat pourrait écraser et tuer des œufs ou des juvéniles présents dans le substrat. Ce résultat pourrait également se produire lors d'un exercice qui nécessiterait la traversée à pied par de nombreux soldats. Les exercices militaires utilisant des explosifs pourraient provoquer une mortalité directe s'ils sont utilisés trop près des cours d'eau où se trouvent des poissons. Il en va de même pour l'utilisation de produits chimiques expérimentaux inconnus, comme « l'agent orange » utilisé dans le passé. Les activités de soutien pourraient également avoir des impacts sur le saumon. De nombreuses zones d'entraînement militaire comportent beaucoup de routes, qui nécessiteraient l'installation et l'entretien de ponts ou de ponceaux, le creusement de fossés, le resurfaçage et le nivellement de routes. Ces activités pourraient entraîner le dépôt de sédiments dans les cours d'eau voisins ». [traduction]

Les activités militaires documentées de façon précise qui peuvent toucher le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy (à la base des Forces canadiennes Gagetown) sont l'utilisation d'herbicides pour contrôler la végétation, diverses activités d'entraînement au tir réel, les rejets chimiques des munitions et la sédimentation (Clarke *et al.* 2014).

Effluents agricoles et sylvicoles

Clarke et ses collaborateurs (2014) se fondent sur l'occurrence étendue et à long terme d'activités de foresterie, d'agriculture, d'industrie et d'endiguement sur la rivière Saint-Jean et ses affluents pour considérer les sédiments comme une menace importante. Cependant, aucune donnée précise n'est mentionnée, si ce n'est la productivité généralement faible des saumons juvéniles dans les rivières Tobique et Nashwaak par rapport aux autres UD des Maritimes et les écarts dans l'abondance relative des alevins et des tacons dans une cohorte (Marshall *et al.* 2014). Les nombreuses traversées routières et la foresterie ont touché les rivières Tobique et Nashwaak par le passé (Kidd *et al.* 2011) et les touchent encore aujourd'hui.

On pense que les niveaux d'aluminium dans la rivière Saint-Jean sont principalement non anthropiques (géologie, Kidd *et al.* 2011) et aucune des trois rivières de l'extérieur de la baie de Fundy étudiées (Dennis *et al.* 2012) ne présentait des mesures élevées.

Déchets solides et ordures

Aucune donnée du MPO.

Polluants atmosphériques

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont examiné les informations disponibles dans le Relevé de la qualité de l'eau du ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, ainsi que les résultats de vastes tests provinciaux et ont conclu qu'à quelques exceptions près, les niveaux d'acidité sont généralement faibles dans la majorité de la zone occupée par l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy et ne semblent pas être un facteur limitatif dans la rivière Saint-Jean ou ses principaux affluents. Les exceptions sont les rivières Canaan et Gaspereau, où le pH est plus faible (MPO et MRNF 2009), la première ayant également été signalée comme ayant un faible pH (5,9) dans une autre étude (Hunt *et al.* 2011).

Apports excessifs d'énergie

Aucune donnée du MPO.

PHÉNOMÈNES GÉOLOGIQUES

Volcans

Aucune donnée du MPO.

Tremblements de terre et tsunamis

Aucune donnée du MPO.

Avalanches et glissements de terrain

Aucune donnée du MPO.

CHANGEMENTS CLIMATIQUES – DÉPLACEMENT ET ALTÉRATION DE L'HABITAT

Aucune donnée du MPO.

Sécheresses

Aucune donnée du MPO.

Températures extrêmes

Des effets du réchauffement climatique sont attendus tant dans les milieux d'eau douce que dans les milieux marins et toucheront particulièrement le nord de l'Amérique du Nord et l'Atlantique Nord. Certaines des hausses les plus marquées des températures de l'air à la surface au Canada atlantique sont prévues pour les zones où se trouve la majorité de l'habitat d'eau douce du saumon de l'extérieur de la baie de Fundy (ouest du Nouveau-Brunswick, MPO et MRNF 2009). Clarke et ses collaborateurs (2014) ont passé en revue la documentation concernant la modélisation de la température des cours d'eau qui prévoyait un réchauffement

des températures estivales dans les affluents de la rivière Saint-Jean, notamment un allongement de la durée des températures estivales de l'eau au-dessus du seuil thermique du saumon atlantique. Ils ont indiqué que l'on pense que la construction du barrage de Tobique a compromis les refuges d'eaux froides près de la confluence avec la rivière Saint-Jean et qu'un inventaire actuel des refuges d'eaux froides dans les rivières de l'extérieur de la baie de Fundy fournirait des informations essentielles pour les décisions d'allocation d'habitat. Le MPO surveille la température à certains emplacements du bassin de la rivière Saint-Jean depuis 1995 et ces données ne révèlent aucune tendance apparente dans la fréquence des jours de l'année où la température minimale de l'eau est supérieure à 20 °C, une mesure couramment utilisée pour décrire la capacité du saumon à récupérer après des températures extrêmes.

Le MPO et le MRNF (2009) décrivent les effets des changements dans l'océan sur les populations sauvages de saumon atlantique :

« On prévoit que les changements climatiques entraîneront une modification des températures, des salinités, des courants, ainsi que de la composition et de la répartition des espèces (y compris les prédateurs et les proies du saumon). La combinaison de ces facteurs aura un impact sur la production et la survie du saumon atlantique, en eau douce comme en mer. Les trajectoires des populations associées à ces changements sont difficiles à modéliser, car les conditions prévues se situent en dehors de la gamme des valeurs observées dans la période relativement courte pendant laquelle le saumon a été étudié. On pense que les conditions marines et estuariennes exercent une influence importante sur le saumon atlantique, son écologie et sa survie. Les changements induits par le climat, par exemple dans la température de la surface de la mer et la salinité, peuvent être certains des facteurs clés touchant la mortalité naturelle du saumon en provoquant des changements dans la répartition des assemblages de plancton et des espèces proies dépendantes connexes, ainsi que des prédateurs (Cairns 2001). Quoiqu'il en soit, il sera difficile de prévoir les effets des changements climatiques sur le saumon atlantique en raison des différences entre les caractéristiques des stocks et la géographie locale. Jusqu'à présent, trois approches ont été utilisées pour tirer des conclusions : des approches physiologiques, des approches empiriques utilisant les données météorologiques et climatiques locales liées à la dynamique des populations de saumon et des approches distributionnelles reliant les effets projetés des changements climatiques aux changements présumés de la répartition des espèces de poissons ». [traduction]

Marshall et ses collaborateurs (2014) ont examiné les données qui montraient que les températures de la surface de la mer pouvaient être trop élevées pour les saumons de l'extérieur de la baie de Fundy retournant dans leur rivière natale au milieu et à la fin de l'été. La compréhension de la mesure dans laquelle les changements en cours dans les conditions océaniques menacent la persistance ou le rétablissement du saumon de l'extérieur de la baie de Fundy est entravée par les difficultés à suivre le saumon en mer.

Tempêtes et inondations

Aucune donnée du MPO.

AUTRES

Phénomènes de diminution des populations

Clarke et ses collaborateurs (2014) ont examiné des études selon lesquelles les smolts et les post-smolts de l'extérieur de la baie de Fundy étaient présents à des densités trop faibles pour

soutenir le comportement de regroupement naturel (Lacroix et Knox 2005), ce qui, selon eux, pourrait amoindrir leur capacité à éviter la prédation. Les goulots d'étranglement génétiques dus à la réduction de la taille des populations semblent moins préoccupants pour l'extérieur de la baie de Fundy que pour l'intérieur de la baie de Fundy, soit la zone adjacente (O'Reilly *et al.* 2014).

Survie des smolts dans les rivières Saint-Jean et Nashwaak

En 2017, 2018 et 2019, des smolts d'écloserie et sauvages ont été marqués d'une étiquette acoustique dans la rivière Nashwaak et on a mesuré leur survie jusqu'à l'embouchure de la rivière Saint-Jean. En 2017, 2018 et 2019, 75 smolts (70 d'écloserie et 5 sauvages), 75 smolts (41 d'écloserie et 34 sauvages) et 50 smolts sauvages ont été marqués d'une étiquette acoustique, respectivement. Les smolts étaient détectés par des récepteurs acoustiques placés dans l'ensemble de la rivière Nashwaak et de la rivière Saint-Jean, et le long du plateau néo-écossais près de Halifax, en Nouvelle-Écosse. La survie a été estimée en utilisant les données brutes de détection; si un smolt n'était pas détecté par les récepteurs à l'embouchure de la rivière Saint-Jean ou le long du plateau néo-écossais, on considérait qu'il était mort dans la rivière. Les résultats préliminaires sur la survie jusqu'à l'embouchure de la rivière Saint-Jean étaient de 47,1 %, 60,0 % et 48,0 % pour les smolts d'écloserie, sauvages et tous les smolts combinés, respectivement, en 2017. En 2018, la survie était de 64,7 % pour les smolts sauvages, mais seulement de 2,4 % pour les smolts d'écloserie. Cependant, les smolts d'écloserie ont souffert d'une mortalité extrêmement élevée dans les 17 premiers kilomètres après leur lâcher, probablement due à un degré de mortalité lié au marquage beaucoup plus élevé que prévu. En 2019, le taux de survie jusqu'à l'embouchure de la rivière Saint-Jean était de 72,0 %.

Lacroix et ses collaborateurs (2008) ont également marqué d'une étiquette acoustique des smolts provenant de la rivière Saint-Jean et de la rivière Nashwaak et ont déterminé leur survie jusqu'à l'embouchure de la rivière Saint-Jean et dans la baie de Fundy. Des smolts d'écloserie ont été marqués et relâchés dans la rivière Saint-Jean en 2001 (n = 21) et 2002 (n = 20). Des smolts d'écloserie (n = 20) et sauvages (n = 40) ont été relâchés dans la rivière Nashwaak en 2002. La survie jusqu'à l'embouchure de la rivière Saint-Jean des smolts relâchés dans la rivière était d'environ 44 % et 59 % en 2001 et 2002, respectivement. La survie des smolts de la rivière Nashwaak jusqu'à l'embouchure de la rivière Saint-Jean était d'environ 60 % et 58 % pour les smolts sauvages et d'écloserie, respectivement.

Outre le degré élevé de mortalité des smolts d'écloserie en 2018, la survie était en moyenne similaire au cours des dernières années par rapport à l'étude réalisée par Lacroix et ses collaborateurs (2008). Compte tenu de la similitude des résultats, il semble que la survie des smolts marqués d'une étiquette acoustique n'ait pas changé au cours des 15 à 17 dernières années. Cependant, il est important de noter que ces résultats concernent des individus marqués d'une étiquette acoustique et ne représentent pas nécessairement ce qui se passe dans la population non manipulée.

SOMMAIRE DES MENACES EN EAU DOUCE

En résumé, l'obstruction de l'habitat est globalement la menace la plus importante en eau douce pour les populations de saumon de l'extérieur de la baie de Fundy. La mortalité cumulative des smolts dans trois barrages sur la rivière Saint-Jean a été documentée à 45 %; on présume que la mortalité liée aux turbines est la cause principale et est encore aggravée par les effets délétères des modifications du débit, de la température et de l'abondance des poissons prédateurs non indigènes. Au barrage de Mactaquac, des opérations stressantes de piégeage et de transport par camion sont nécessaires pour permettre aux saumons adultes en

montaison d'accéder à l'habitat de fraie en amont. Les efforts d'ensemencement visant à compenser ces effets sont probablement la seule raison pour laquelle les saumons de l'extérieur de la baie de Fundy persistent en amont du barrage de Mactaquac, bien que ces mêmes efforts d'ensemencement aient pu compromettre leur persistance et leur rétablissement d'autres manières. En raison des faibles niveaux de population, tous les prélèvements illicites de saumon ont des effets de plus en plus graves sur la persistance de la population et son potentiel de rétablissement.

SOMMAIRE DES MENACES EN MER

Bowlby et ses collaborateurs (2014) ont précisé que les tendances du taux de montaison ne doivent pas être considérées comme synonymes de la survie en mer, car ces tendances incluent la mortalité et d'autres effets de la survie sur les adultes et les smolts lorsqu'ils sont en eau douce. Néanmoins, les taux de montaison des populations de saumon de l'extérieur de la baie de Fundy ont récemment diminué (Jones *et al.* 2014) et cette tendance indique, au moins en partie, un déclin de la survie en mer. Clarke et ses collaborateurs (2014) ont trouvé peu d'éléments probants directs de menaces précises découlant des opérations aquacoles dans l'extérieur de la baie de Fundy. Toutefois, ils ont souligné que les effets de la modification des dynamiques des prédateurs, des parasites et des maladies, ainsi que les effets du croisement avec des saumons d'élevage évadés, ont été démontrés ailleurs et ils ont conclu que l'aquaculture devrait être considérée comme une menace importante pour le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy jusqu'à ce que des recherches dirigées suggèrent le contraire. Clarke et ses collaborateurs (2014) ont défini le manque de compréhension de l'habitat marin du saumon comme un obstacle important pour déterminer les causes du déclin des populations. La faible abondance contemporaine des saumons accentue non seulement la gravité de toutes les menaces, mais rend difficile l'étude de cette question et la détection des effets. Ces auteurs ont conclu que les conditions marines défavorables, liées aux phénomènes de diminution des populations, restent une menace vague, mais importante, pour la persistance des populations de l'extérieur de la baie de Fundy.

POPULATIONS MANIPULÉES

Les rivières de l'UD 16 considérées comme abritant ou ayant abrité des populations sauvages de saumon atlantique par le passé ont fait l'objet de diverses manipulations depuis probablement 1880 au moins, notamment une ou plusieurs des mesures suivantes : 1) les échappées de poissons matures issus de la salmoniculture dans des rivières (Clarke *et al.* 2014); 2) les introductions de saumons atlantiques d'écloserie originaires de la périphérie de l'UD 16 (Clarke *et al.* 2014); 3) l'homogénéisation par des pratiques d'écloserie de longue date (O'Reilly *et al.* 2014); 4) l'égarage de saumons en raison des pratiques de transport par camion de reproducteurs sur de longues distances autour de plusieurs barrages (Marshall *et al.* 2014).

La rivière Saint-Jean a connu un siècle ou plus d'ensemencement intensif de poissons d'écloserie et les populations en amont du barrage de Mactaquac ont été soumises pendant plus de 40 ans au piégeage et au transport par camion des adultes vers les affluents en amont sans que l'on connaisse leur affluent d'origine (MPO 2014). Des renseignements détaillés sur les ensemencements de poissons d'écloserie entre 1880 et 1984 concernant la rivière Saint-Jean sont résumés dans les rapports annuels des différents ministères fédéraux responsables de la pisciculture. Marshall et ses collaborateurs (2014) estiment que plus de 180 millions de saumons d'âge 0 (principalement des « alevins »), de tacons d'âge 1 (2,2 millions) et de smolts de tous âges (4,2 millions) du stock mixte du bassin inférieur de la rivière Saint-Jean, peut-être du stock de la rivière Serpentine (affluent du cours supérieur de la rivière Tobique), de la rivière

Miramichi, de la rivière Restigouche et de quelques rivières qui ne se trouvent pas au Nouveau-Brunswick ont été largement lâchés dans tout le réseau de la rivière Saint-Jean. Le taux élevé de mortalité naturelle des jeunes alevins a probablement limité l'impact de la distribution d'individus de stocks mixtes survenue avant 1968 sur les populations de différentes rivières et de différents affluents. Cependant, ce n'est peut-être pas le cas pour les juvéniles plus âgés (tacons d'automne d'âge 0 et smolts plus âgés) issus d'un stock mixte et lâchés en aval du barrage de Mactaquac (mais aussi dans les affluents en amont, principalement la rivière Tobique) par le Centre de biodiversité de Mactaquac depuis le début des années 1970. Cela dit, les résultats présentés dans O'Reilly *et al.* (2014) permettent de penser que, malgré un corpus établi de documentation décrivant diverses mesures potentielles et réalisées de réduction de la valeur adaptative des populations associées à l'élevage en captivité et à l'ensemencement (Fraser 2016), même un flux génétique à grande échelle et à long terme causé par l'ensemencement, de saumons locaux ou non locaux, n'a peut-être pas homogénéisé efficacement les populations sauvages en amont du barrage de Mactaquac par rapport à d'autres grands réseaux fluviaux (moins touchés).

Le saumon atlantique a également été ensemencé dans la plupart des rivières du complexe de la partie extérieure de la baie de Fundy. Les documents du volume 813 des Archives nationales du Canada, dans divers dossiers, indiquent que les chutes à l'embouchure de la rivière Magaguadavic ont toujours été un obstacle au passage des saumons. Les documents rédigés par le passé semblent donc prouver que les stocks de saumon de la rivière Magaguadavic ont en fait été introduits par ensemencement de saumons de la rivière Saint-Jean ou d'autres rivières des Maritimes (Marshall *et al.* 2014).

Clarke et ses collaborateurs (2014) discutent des stratégies d'ensemencement passées (de 1967 à 2004) et récentes (de 2001 à 2012) dans le réseau de la rivière Saint-Jean en se concentrant sur l'ensemencement à long terme et la manipulation par le MPO de la population de l'extérieur de la baie de Fundy en amont du barrage de Mactaquac, y compris la stratégie générale, le nombre de poissons et les périodes, afin de donner un contexte de l'ampleur des composantes du programme. En général, les mesures passées d'ensemencement désignent celles qui visaient la collecte et la reproduction d'adultes sauvages, l'élevage des œufs en captivité et le lâcher des juvéniles à un stade ultérieur (le plus souvent au stade de smolt). Les pratiques récentes font généralement référence à celles qui visent la capture de juvéniles dans la nature, leur élevage en captivité jusqu'à la maturité et le lâcher des adultes dans la nature pour qu'ils se reproduisent naturellement. Les récentes « révisions du programme de pisciculture de Mactaquac » et les justifications ont été déjà décrites dans Jones *et al.* (2004, 2010). Des renseignements détaillés plus complets sur les saumons atlantiques prélevés pour le programme d'élevage en captivité au Centre de biodiversité de Mactaquac (juvéniles depuis 2013; tableau A3) et relâchés dans la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac, y compris dans la rivière Tobique, sont fournis dans le présent rapport (tableaux A1, A2). Les nombres de saumons distribués dans les rivières Nashwaak, Sainte-Croix et Magaguadavic et prélevés dans la rivière Saint-Jean en amont de Mactaquac pour le programme d'élevage en captivité de la rivière Tobique jusqu'en 2012 sont indiqués dans Jones *et al.* (2014).

Le Centre de biodiversité de Mactaquac a participé à l'atténuation des effets du développement hydroélectrique sur le saumon atlantique dans la rivière Saint-Jean depuis sa construction après l'achèvement du grand barrage de Mactaquac en 1968. Du début des années 1970 au milieu des années 2000, l'installation a mis l'accent sur la propagation artificielle de smolts comme méthode visant à compléter le recrutement naturel perdu en raison de l'infrastructure hydroélectrique à Mactaquac et à soutenir et à remettre en état les pêches commerciales, récréatives et autochtones ASR. Dans le cadre du programme de pisciculture de Mactaquac, le Centre de biodiversité de Mactaquac a sélectionné et retenu plusieurs centaines de saumons

atlantiques adultes sauvages anadromes, piégés dans les installations de collecte de poissons de Mactaquac, pour les utiliser comme stock de reproducteurs. À la suite de discussions entre le MPO et le Comité consultatif de gestion de la rivière Saint-Jean, le programme a été recentré sur l'objectif unique de conserver les populations des affluents de la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac. À partir de 2001, le programme a commencé à utiliser des adultes élevés en captivité, initialement prélevés dans la nature en tant que juvéniles, à la fois pour le stock de reproducteurs et les lâchers d'adultes pour la reproduction naturelle en amont du barrage de Mactaquac. De plus, entre 2004 et 2017, la production de smolts en aval de Mactaquac a été réduite et remplacée par une augmentation des lâchers de tacons d'automne d'âge 0 dans les affluents en amont de Mactaquac. En 2018, le programme a passé à une nouvelle gestion adaptative et la stratégie de lâcher des juvéniles a alors commencé à privilégier la distribution d'alevins vésiculés afin de limiter les effets de la sélection par domestication. Les lâchers d'alevins vésiculés et d'adultes élevés en captivité continuent d'être dirigés vers les affluents de la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac, principalement dans la rivière Tobique (tableaux A1, A2).

En 2019, des adultes élevés en captivité ont été distribués dans des sites de la rivière Tobique et dans un autre, juste en aval de la confluence avec le cours principal de la rivière Saint-Jean, près de Perth-Andover. En utilisant la longueur moyenne pour chaque type de cycle vital (juvéniles exposés au milieu naturel par rapport aux reproducteurs élevés en captivité) et une relation longueur-fécondité (œufs = $430,19 * e^{0,03605 * LF}$; Jones *et al.* 2006), les femelles ayant atteint la maturité sexuelle ont potentiellement produit 3,65 millions d'œufs supplémentaires, soit 7 % de plus que la valeur nécessaire à la conservation (figure 6).

AUTRES INDICATEURS

DENSITÉS DES JUVÉNILES

Pour évaluer l'état et les tendances de l'abondance des juvéniles en amont et en aval du barrage de Mactaquac, on a utilisé les données des relevés par pêche à l'électricité effectués de 1970 à 2019 dans les rivières Tobique et Nashwaak. Les changements dans les techniques de pêche à l'électricité au cours des cinq décennies d'échantillonnage et les facteurs d'ajustement correspondants sont décrits dans Jones *et al.* (2014).

Rivière Tobique

Les calculs de densité présentés dans Francis (1980) sont ajustés pour 12 des 15 sites pour tenir compte de l'élargissement de l'échantillonnage et des changements de techniques. Les relevés ont été interrompus dans trois des 15 sites après le milieu des années 1980 en raison de changements importants dans l'habitat. Aucune pêche à l'électricité n'a été pratiquée à l'un de ces sites de la rivière Tobique en 1980, 1987, 1990 et 1991. Les densités présentées concernent uniquement les tacons sauvages. Depuis 2004, les tacons sauvages peuvent être issus d'adultes anadromes ou élevés en captivité. Étant donné que l'échantillonnage de chaque site n'a pas été effectué de façon constante chaque année, on a appliqué un modèle linéaire généralisé afin de prédire les valeurs pour les différents sites avant de calculer les densités moyennes annuelles pour chaque groupe d'âge et d'élaborer une série chronologique normalisée des abondances de juvéniles (Gibson *et al.* 2009).

La densité moyenne des alevins sauvages à ces 12 sites de la rivière Tobique en 2019 était de 0,2 poisson par 100 m². Cette valeur est la plus faible de la série chronologique sur 50 ans (tableau 15; figure 30). Depuis 1995, les densités moyennes à ces 12 sites sont bien inférieures

à la « norme d'Elson » de 29 alevins par 100 m² (Elson 1967) et aux densités moyennes ajustées observées pendant les années 1970 à 1980 (figure 30).

La densité moyenne des tacons sauvages d'âge 1 ou plus aux 12 sites repères était de 3,1 tacons par 100 m² en 2019 (figure 30). La densité moyenne annuelle des tacons sauvages d'âge 1 ou plus entre 2015 et 2019 était légèrement inférieure à la moyenne décennale la plus récente. Ces valeurs sont bien inférieures à « l'indice normal » d'Elson (1967) de 38 tacons par 100 m² (figure 30). Toutefois, seule la valeur moyenne ajustée de 1979 s'approche de l'indice « normal ». La densité moyenne des tacons d'âge 1 ou plus dans les années 1970 et 1980 était de 12,2 tacons par 100 m² et a diminué à environ 9 et 4 tacons par 100 m² dans les années 1990 et 2000, respectivement (figure 30).

Rivière Nashwaak

Comme pour la rivière Tobique, les calculs de densité présentés dans Francis (1980) pour sept des dix sites ont été ajustés pour tenir compte des sites agrandis et des changements de techniques. Trois des dix sites n'ont pas été inclus dans l'analyse en raison de changements importants dans l'habitat ou parce qu'ils ont fait l'objet de relevés moins fréquents. Aucune pêche à l'électricité n'a été pratiquée à ces sites en 1980. Les densités présentées concernent uniquement les tacons sauvages. Il n'y a pas eu de lâchers de poissons d'écloserie depuis 2010. Étant donné que tous les sites n'ont pas fait l'objet d'une pêche à l'électricité toutes les années, on a appliqué la même approche que pour la rivière Tobique et élaboré une série chronologique normalisée des densités des juvéniles en ajustant un modèle linéaire généralisé aux données afin de prédire les valeurs pour chaque site. Le modèle linéaire généralisé intégrait les effets du site et de l'année et a permis de calculer les densités moyennes annuelles pour chaque groupe d'âge séparément (Gibson *et al.* 2009).

La densité moyenne des alevins sauvages aux sept sites historiques en 2019 (un en aval et six en amont de la barrière de dénombrement) était de 1,0 alevin par 100 m², la valeur la plus faible de la série chronologique et inférieure de 78 % à la moyenne décennale la plus récente (tableau 16; figure 31). Depuis 1993, les densités moyennes aux sept sites sont inférieures à la « norme d'Elson » (Elson 1967) et varient entre 1,0 (2019) et 17,6 (2002) alevins par 100 m². Les densités annuelles moyennes des années 1970 et 1980 étaient de 46,5 et 45,0 alevins par 100 m², respectivement.

La densité moyenne des tacons sauvages d'âge 1 ou plus aux sept sites en 2019 était de 2,4 poissons par 100 m², soit la deuxième valeur la plus faible de la série chronologique et 40 % de moins que la densité moyenne observée pour la décennie la plus récente (tableau 16; figure 31). Malgré des densités moyennes d'alevins supérieures à la norme d'Elson dans les années 1970 et 1980, cela ne s'est pas traduit par des densités moyennes de tacons supérieures ou même proches de « l'indice normal » de 38 tacons, petits et grands, par 100 m² (Elson 1967) pendant la même période (figure 31). Les densités moyennes des tacons sauvages d'âge 1 ou plus âgés dans les années 1970 et 1980 étaient de 15,7 et 11,4 poissons par 100 m², respectivement.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Amiro, P.G. 1993. Habitat measurement and population estimation of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*); pp. 81-97. In: R.J. Gibson and R.E. Cutting [ed.]. Production of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118.
- Amiro, P.G. 2006. [A synthesis of fresh water habitat requirements for Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/017.

-
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. and Milner, M. 2003. Habitat requirements of Atlantic Salmon and Brown Trout in rivers and streams. *Fish. Res.* 62: 143-170.
- Bardonnet, A. and Baglinière, J.L. 2000. Freshwater habitat of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 497-506.
- Bjornn, T.C. and Reiser, D.W. 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. *Amer. Fish. Soc. Spec. Publ.* 19: 83-138.
- Blackwell, B.F. and Juanes, F. 1998. Predation on Atlantic Salmon smolts by Striped Bass after dam passage. *N. Amer. J. Fish. Manage.* 18: 936-939.
- Blanchet, S., Loot, G., Grenouillet, G., Bernatchez, L. and Dodson, J.J. 2008. [The effects of abiotic factors and intraspecific versus interspecific competition on the diel activity patterns of Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) fry](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 1545-1553.
- Blanchet, S., Loot, G., Grenouillet, G. and Brosse, S. 2007. Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. *Ecol. Freshw. Fish.* 16: 133-143.
- Bourret, V., O'Reilly, P.T., Carr, J.W., Berg, P.R. and Bernatchez, L. 2011. Temporal change in genetic integrity suggests loss of local adaptation in a wild Atlantic Salmon (*Salmo salar*) population following introgression by farmed escapees. *Heredity* 106: 500-510.
- Bowlby, H.D., Horsman, T., Mitchell, S.C. and Gibson, A.J.F. 2014. [Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic Salmon: Habitat requirements and availability, threats to populations, and feasibility of habitat restoration](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/006.
- Brown, T.G., Runciman, B., Pollard, S., and Grant, A.D.A. 2009. Biological synopsis of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2884: v + 27 p.
- Cairns, D.K. (ed.). 2001. An evaluation of possible causes of the decline in pre-fishery abundance of North American Atlantic Salmon. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2358: 67 p.
- Carr, J. 2001. A review of downstream movements of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the dam-impacted Saint John River drainage. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2573: 76 p.
- Chang, B.D. and Page, F.H. 2014. Historical and spatial trends in selected aspects of the finfish aquaculture industry in southwestern New Brunswick, Bay of Fundy, 1978-2012. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3112: iv + 70 p.
- 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.
- Chaput, G., Dempson, J.B., Caron, F., Jones, R. and Gibson, J. 2006. [A synthesis of life history characteristics and stock grouping of Atlantic salmon \(*Salmo salar* L.\) in eastern Canada](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/015.
- Clarke, C.N., Ratelle, S.M. and Jones, R.A. 2014. [Assessment of the recovery potential for the Outer Bay of Fundy population of Atlantic Salmon: Threats](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/006.
-

-
- COSEWIC. 2010. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Salmon *Salmo salar* (Nunavik population, Labrador population, Northeast Newfoundland population, South Newfoundland population, Southwest Newfoundland population, Northwest Newfoundland population, Quebec Eastern North Shore population, Quebec Western North Shore population, Anticosti Island population, Inner St. Lawrence population, Lake Ontario population, Gaspé-Southern Gulf of St. Lawrence population, Eastern Cape Breton population, Nova Scotia Southern Upland population, Inner Bay of Fundy population, Outer Bay of Fundy population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xlvii + 136 pp.
- Cunjak, R.A. and Newbury, R.W. 2005. Atlantic coast rivers of Canada; pp. 939-980. In: A.C. Benke and C.E. Cushing [eds.]. *Rivers of North America*. Academic Press, Elsevier Inc., San Diego, CA.
- Curry, R.A., Doherty, C.A., Jardine, T.D. and Currie, S.L. 2007. Using movements and diet analyses to assess effects of introduced Muskellunge (*Esox masquinongy*) on Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the Saint John River, New Brunswick. *Environ. Biol. Fish.* 79: 49-60.
- Dadswell, M.J. 2004. Migration of Inner Bay of Fundy Atlantic Salmon. Acadia University, Wolfville, NS: 41 p.
- Dadswell M.J., Spares, A.D., Reader, J.M. and Stokesbury, M.J.W. 2010. The North Atlantic subpolar gyre and the marine migration of Atlantic Salmon *Salmo salar*: the 'Merry-Go-Round' hypothesis. *J. Fish Biol.* 77: 435-467.
- Dennis, I.F, Clair, T.A. and Kidd, K. 2012. The distribution of dissolved aluminum in Atlantic Salmon (*Salmo salar*) rivers of Atlantic Canada and its potential effect on aquatic populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1174-1183. doi:10.1139/F2012-053.
- DFO. 2015. [Proceedings of the Maritimes Region Regional Peer Review on the Recovery Potential Assessment for Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\) Outer Bay of Fundy Designatable Unit](#); February 19-22, 2013. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2015/038.
- DFO and MRNF. 2008. Conservation status report, Atlantic Salmon in Atlantic Canada and Québec: PART I - Species information. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2861: 208 p.
- DFO and MRNF. 2009. Conservation status report, Atlantic Salmon in Atlantic Canada and Québec: PART II – Anthropogenic Considerations. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2870: 175 p.
- Elson, P.F. 1967. Effects on Wild Young Salmon of Spraying DDT over New Brunswick Forests. *J. Fish. Res. Board. Can.* 24: 731-767.
- Ford, J.S. and Myers, R.A. 2008. A global assessment of salmon aquaculture impacts on wild salmonids. *PLoS Biol.* 6(2): e33. doi:10.1371/journal.pbio.0060033.
- Francis, A.A. 1980. Densities of juvenile Atlantic Salmon and other species, and related data from electroseining studies in the Saint John River system, 1968-78. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 178. 102 p.
- Fraser, D.J. 2008. How well can captive breeding programs conserve biodiversity? A review of salmonids. *Evol. Applic.* 1: 535-586. doi:10.1111/j.1752-4571.2008.00036.x.
- Fraser, D.J. 2016. [Risks and benefits of mitigating low marine survival in wild salmon using smolt-to-adult captive-reared supplementation](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/030. v + 31 p.

-
- Fraser, D.J., Weir, L.K., Bernatchez, L., Hansen, M.M. and Taylor, E.B. Taylor. 2011. Extent and scale of local adaptation in salmonid fishes: Review and meta-analysis. *Heredity* 106: 404-420.
- Gautreau, M., B. Wallace, and R.A. Curry. 2018. "Fish Community in the Mactaquac Reservoir: 2016-2017" Mactaquac Aquatic Ecosystem Study Report Series 2018-056. Canadian Rivers Institute, University of New Brunswick, 31 p.
- Gibson, A.J.F. and R.R. Claytor. 2012. [What is 2.4? Placing Atlantic Salmon conservation requirements in the context of the Precautionary Approach to fisheries management in the Maritimes Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/043. iv + 21 p.
- Gibson, A.J.F., Bowlby, H.D., Hardie, D.C. and O'Reilly, P.T. 2011. Populations on the brink: Low abundance of Southern Upland Atlantic salmon in Nova Scotia, Canada. *North Am. J. Fish Manage.* 31: 733-741.
- Gibson, A.J.F., Jones, R.A. and Bowlby, H.D. 2009. Equilibrium analyses of a population's response to recovery activities: A case study with Atlantic salmon. *North Am. J. Fish. Manage.* 29: 958-974.
- Gibson, A.J.F., Jones, R.A. and MacAskill, G.J. 2016. [Recovery Potential Assessment for Outer Bay of Fundy Atlantic Salmon \(*Salmo Salar*\): Population Dynamics and Viability](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/032. v + 87 p.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic Salmon in freshwater: Spawning, rearing and production. *Rev. Fish Biol. Fish.* 3: 39-73.
- Goodbrand, L., Abrahams, M.V. and Rose, G.A. 2013. Sea cage aquaculture affects distribution of wild fish at large spatial scales. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 1289-1292. doi:10.1139/cjfas2012-0317.
- Hearn, W.E. and Kynard, B.E. 1986. Habitat utilization and behavioral interaction of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in tributaries of the White River of Vermont. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1988-1998.
- Henderson, N.J. and Letcher, B.H. 2003. Predation on stocked Atlantic Salmon (*Salmo salar*) fry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 32-42.
- Houde, A.L.S., Wilson, C.C. and Neff, B.D. 2014. Competitive interactions among multiple non-native salmonids and two populations of Atlantic salmon. *Ecol. Freshw Fish.* doi:10.1111/eff.12123
- Houde, A.L.S, Wilson, C.C. and Neff, B. 2017. Performance of four salmonid species in competition with Atlantic salmon. *J. Great Lakes Res.* 43: 211-215.
- Hunt, C.W., Salisbury, J.E. and Vandemark, D. 2011. Contribution of non-carbonate anions to total alkalinity and overestimation of pCO₂ in New England and New Brunswick rivers. *Biogeosci.* 8: 3069-3076.
- Ingram, J.H. 1980. Capture and distribution of Atlantic salmon and other species at Mactaquac Dam and Hatchery, Saint John River, N.B., 1972-76. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. No.* 181. 74 p.
- ICES. 1990. Report of the study group on the North American salmon fisheries. 26 February – 2 March 1990. Halifax, Nova Scotia, Canada. ICES CM 1990/M:3. 111 p.
- ICES. 2007. Report of the Workshop on the Development and Use of Historical Salmon Tagging Information from oceanic areas (WKDUHSTI), 19–22 February 2007, St. John's, Canada. ICES CM 2007/DFC:02. 64 pp.

-
- ICES. 2011. Report of the working group on North Atlantic salmon (WGNAS). ICES Advisory Committee. ICES 2011/ACOM:09. 286 p.
- ICES. 2019. [Working Group on North Atlantic Salmon \(WGNAS\)](#). ICES Scientific Reports. 1:16. 368 pp.
- ICES. 2020. [Working Group on North Atlantic Salmon \(WGNAS\)](#). ICES Scientific Reports. 2:21. 358 pp.
- Jones, M.L. and Stanfield, L.W. 1993. Effects of exotic juvenile salmonines on growth and survival of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Lake Ontario tributary. In: Gibson, R.J. & Cutting, R.E., eds. Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Canadian Special Publication of the Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 118. Ottawa: National Research Council Canada, pp. 71–79.
- Jones, R.A. and Flanagan, J.J. 2007. A description and assessment of the Atlantic Salmon (*Salmo salar*) fall pre-smolt migration in relation to the Tobique Narrows hydroelectric facility, Tobique River, New Brunswick using radio telemetry. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2735: ix + 41 p.
- Jones, R.A., Anderson, L. and Goff, T. 2004. [Assessments of Atlantic Salmon stocks in southwest New Brunswick, an update to 2003](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/019.
- Jones, R.A., Anderson, L. Flanagan, J.J. and Goff, T. 2006. [Assessments of Atlantic Salmon stocks in southern and western New Brunswick \(SFA 23\), an update to 2005](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/025.
- Jones, R.A., Anderson, L., Gibson, A.J.F. and Goff, T. 2010. [Assessments of Atlantic Salmon stocks in South Western New Brunswick \(outer portion of SFA 23\): An update to 2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/118.
- Jones, R.A., Anderson, L. and Clarke, C.N. 2014. [Assessment of the Recovery Potential for the Outer Bay of Fundy Population of Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\): Status, Trends, Distribution, Life History Characteristics and Recovery Targets](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/008. vi + 94 p.
- Kelly, B., Benoît, H.P, Chaput, G., Jones, R.A. and Power, M.A. 2019. Spawning-strategy-dependent diets in two North American populations of Atlantic salmon *Salmo salar*. J. Fish. Biol. 94: 40-52.
- Kidd, S.D., Curry, A. and Munkittrick, K.A. [eds.]. 2011. The Saint John River: A state of the environment report. Canadian Rivers Institute, University of New Brunswick, Fredericton, NB. ISBN 978-1-55131-158-6: 175 p.
- Korsu, K., Huusko, A. and Muotka, T. 2010. Impacts of invasive stream salmonids on native fish: using meta-analysis to summarize four decades of research. Boreal Environment Research 15: 491-500.
- Lacroix, G.L. 2008. Influence of origin on migration and survival of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the Bay of Fundy, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2063-2079.
- Lacroix, G.L. 2013a. Migratory strategies of Atlantic salmon (*Salmo salar*) postsmolts and implications for marine survival of endangered populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 32-48.

-
- Lacroix, G.L. 2013b. Population-specific ranges of oceanic migration for adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) documented using pop-up satellite archival tags. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 1011-1030.
- Lacroix, G.L. 2014. Large pelagic predators could jeopardize the recovery of endangered Atlantic salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 343–350.
- Lacroix, G.L. and Knox, D. 2005. Distribution of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) postsmolts of different origins in the Bay of Fundy and Gulf of Maine and evaluation of factors affecting migration, growth, and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1363-1376.
- Lacroix, G.L. and Stokesbury, M.J.W. 2004. Adult return of farmed Atlantic salmon escaped as juveniles into freshwater. *Trans. Am. Fish. Soc.* 133: 484-490.
- Lacroix, G.L., Knox, D., Sheehan, T.F., Renkawitz, M.D. and Bartron, M.L. 2012. Distribution of U.S. Atlantic salmon postsmolts in the Gulf of Maine. *Trans. Am. Fish. Soc.* 141: 934-942.
- Lacroix, G.L., McCurdy, P. and Knox, D. 2004. Migration of Atlantic Salmon postsmolts in relation to habitat use in a coastal system. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 133: 1455-1471.
- Maine Department of Inland Fisheries And Wildlife (MDIFW). 2013. Research & Management Report 2013.
- Marshall, T.L. 1989. [Assessment of Atlantic Salmon of the Saint John River, N.B. 1988](#). CAFSAC Res. Doc. 89/77.
- Marshall, T.L. and Jones, R. 1996. [Status of Atlantic Salmon stocks of southwest New Brunswick, 1995](#). DFO Atl. Fish. Res. Doc. 96/40.
- Marshall, T.L. and Penney, G.H. 1983. [Spawning and river escapement requirements for Atlantic Salmon of the Saint John River, New Brunswick](#). CAFSAC Res. Doc. 83/66.
- Marshall, T.L., Clarke, C.N., Jones, R.A. and Ratelle, S.M. 2014. [Assessment of the recovery potential for the Outer Bay of Fundy population of Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\): Habitat considerations](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/007.
- Marshall, T.L., Jones, R.A. and Anderson, L. 1999. [Follow-up assessments of Atlantic Salmon in the Saint John River drainage, N.B., 1998](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/109.
- Marshall, T.L., Jones, R.A. and Pettigrew, T. 1997. [Status of Atlantic Salmon Stocks of Southwest New Brunswick, 1996](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 97/27: iii + 67 p.
- Massachusetts Division of Fisheries and Wildlife (MDIFW). 2013. [Research and Management Report 2013](#). (Accessed on January 18, 2021).
- MPO. 2011. [État des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19-21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2011/005.
- MPO. 2014. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon de l'Atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/021.
- MPO. 2020. [Mise à jour de l'état du stock des populations de saumon de l'Atlantique \(*Salmo salar*\) des ZPS 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/031. (Erratum : novembre 2023).
- Mookerji, N., Weng, Z. and Mazumder, A. 2004. Food partitioning between coexisting Atlantic Salmon and Brook Trout in the Sainte-Marguerite River ecosystem, Quebec. *J. Fish Biol.* 64: 680-694.
-

-
- Morris, M.R.J, Fraser, D.J., Heggelin, A.J., Whoriskey, F.G., Carr, J.W., O'Neil, S.F. and Hutchings, J.A. 2008. Prevalence and recurrence of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in eastern North American rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2807-2826.
- National Research Council. 2003. Atlantic Salmon in Maine. The Committee on Atlantic Salmon in Maine, Board on Environmental Studies and Toxicology, Ocean Studies Board, Division on Earth and Life Sciences. National Research Council of the National Academies. National Academy Press. Washington, DC: 260 p.
- Nelson, R.P., Ellis, K. and Smith, J.N. 2001. Environmental monitoring report for the Point Lepreau N.B. nuclear generating station - 1991 to 1994. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 0.211: v + 125.
- New Brunswick Department of Agriculture, Aquaculture and Fisheries. 2016. New Brunswick Rainbow Trout Aquaculture Policy. (Accessed on January 18, 2021).
- New Brunswick Department of Environment and Local Government. 2019. [New Brunswick Power Corporation for the Coleson Cove thermal generating station](#). (Accessed on January 18, 2021).
- 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.
- Ó Maoiléidigh, N., White, J., Hansen, L. P., Jacobsen, J. A., Potter, T., Russell, I., Reddin, D., et al. 2018. Fifty years of marine tag recoveries from Atlantic salmon. ICES Cooperative Research Report No. 343. 121 pp.
- O'Reilly, P. 2006. [Towards the identification of Conservation Units in Atlantic Salmon from Eastern Canada](#). DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2006/012.
- O'Reilly, P.T., Jones, R. and Rafferty, S. 2014. [Within- and among-population genetic variation in Outer Bay of Fundy Atlantic Salmon \(*Salmo salar* L.\), with special emphasis on the Saint John River system in the context of recent human impacts](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/069. vi + 34 p.
- O'Reilly, P.T., Rafferty, S. and Gibson, A.J.F. 2012. [Within- and among-population genetic variation in the Southern Upland Designatable Unit of Maritime Atlantic Salmon \(*Salmo salar* L.\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/077.
- Penney, G.H. 1983. Recaptures of Atlantic Salmon tagged and released in the Bay of Fundy near the Saint John River, New Brunswick, 1970-1973. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1737: vii + 12 p.
- Reddin, D.G. 2006. [Perspectives on the marine ecology of Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\) in the Northwest Atlantic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/018.
- Reddin, D.G., Downton, P., Fleming, I.A., Hansen, L.P. and Mahon, A. 2011. Behavioural ecology at sea of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) kelts from a Newfoundland (Canada) river. *Fish. Oceanogr.* 20: 174-191.
- Reddin, D.G., Hansen, L.P., Bakkestuen, V., Russell, I., White, J., Potter, E.C.E., Dempson, J.B., Sheehan, T., Ó Maoiléidigh, N., Smith, G.W., Isaksson, A., Jacobsen, J.A., Fowler, M., Mork, K.A. and Amiro, P. 2012. Distribution and biological characteristics of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) at Greenland based on analysis of historical tag recoveries. *ICES J. Mar. Sci.* 9: 589-1597.

-
- Renkawitz, M.D., Sheehan, T.F., Dixon, H.J. and Nygaard, R. 2015. Changing trophic structure and energy dynamics in the Northwest Atlantic: implications for Atlantic salmon feeding at West Greenland. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 538: 197-211.
- Ritter, J. 1989. Marine migration and natural mortality of North American Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2041. 136 p.
- Rosenfeld, J. 2003. Assessing the habitat requirements of stream fishes: An overview and evaluation of different approaches. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 132: 953-968.
- Ruggles, C.P. and Ritter, J.A. 1980. Review of North American smolt tagging to assess the Atlantic Salmon fishery off West Greenland. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.* 176: 82-92.
- Russell, I., Aprahamian, M., Barry, J., Davidson, I., Fiske, P., Ibbotson, A., Kennedy, R., Maclean, J., Morse, A., Otero, J., Potter, T. and Todd, C. 2012. The influence of the freshwater environment and the biological characteristics of Atlantic salmon smolts on their subsequent marine survival. *ICES J. Mar. Sci.* 69: 1563-1573.
- Sheehan, T.F., Reddin, D.G., Chaput, G. and Renkawitz, M.D. 2012. SALSEA North America: a pelagic ecosystem survey targeting Atlantic salmon in the Northwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 69: 1580-1588.
- Soto, D.X., Trueman, C.N., Samway, K.M., Dadswell, M.J. Cunjak, R.A. 2018. Ocean warming cannot explain synchronous declines in North American Atlantic salmon populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 601: 203-213.
- Strøm, J.F., Thorstad, E.B., and Rikardsen, A.H. 2020. Thermal habitat of adult Atlantic salmon *Salmo salar* in a warming ocean. *J. Fish. Biol.* 96: 327-336.
- Symons, P.E.K. 1979. Estimated Escapement of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) for Maximum Smolt Production in Rivers of Different Productivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 132-140.
- Teffer, A.K., Carr, J., Tabata, A., Schulze, A., Bradbury, I., Deschamps, D., Gillis, C.A., Brunsdon, E.B., Mordecai, G. and Miller, K.M. 2020. A molecular assessment of infectious agents carried by Atlantic salmon at sea and in three eastern Canadian rivers, including aquaculture escapees and North American and European origin wild stocks. *FACETS* 5(1): 234-263.
- Thibault, I. and Dodson, J. 2013. Impacts of exotic rainbow trout on habitat use by native juvenile salmonid species at an early invasive stage, *Trans. Am. Fish. Soc.* 142: 1141-1150.
- Van Zwol, J.A., Neff, B.D. and Wilson, C.C. 2012a. The effect of competition among three salmonids on dominance and growth during the juvenile life stage. *Ecol. Freshw. Fish.* 21: 533-540.
- Van Zwol, J.A., Neff, B.D. and Wilson, C.C. 2012b. The effect of nonnative salmonids on social dominance and growth of juvenile Atlantic salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 141: 907-918.
- Van Zwol, J.A., Neff, B.D. and Wilson, C.C. 2012c. The influence of non-native salmonids on circulating hormone concentrations in juvenile Atlantic salmon. *Anim. Behav.* 83: 119-129
- Whoriskey, F.G., Brooking, P., Doucette, G., Tucker, S. and Carr, J.W. 2006. Movements and survival of sonically tagged farmed Atlantic Salmon released in Cobscook Bay, Maine USA. *ICES J. Mar. Sci.* 63: 1218-1223.

TABLEAUX

Tableau 1. Nombre de saumons atlantiques sauvages (S), d'écloserie (É) et d'aquaculture (A), ainsi que de ouananiches (O) (tels qu'identifiés par les techniciens des passes à poissons) piégés dans les passes à poissons/barrières dans quatre rivières du sud-ouest et du centre du Nouveau-Brunswick : les rivières Saint-Jean (SJR), Nashwaak (NSH), Magaguadavic (MAG), et Sainte-Croix (SCR). Le point (.) correspond à l'absence de données. (S.O.) pas de suivi. Dans le tableau, « Uni » désigne les saumons unibermarins et « Pluri », les saumons pluribermarins. Clé: a = petits nombres de poissons d'élevage; b = élevage; c = désignation d'écloserie à revoir (les poissons d'élevage pourraient faire partie des poissons d'écloserie avant 1994); d = corrigé par l'analyse des écailles; e = nombre partiel; f = ventilation modifiée par rapport à Jones et al. 2004.

Année	SJR S Uni	SJR S Pluri	SJR É Uni	SJR É Pluri	SJR O	CLÉ	NSH S Uni	NSH S Pluri	NSH É Uni	NSH É Pluri	NSH O	CLÉ	MAG S Uni	MAG S Pluri	MAG É Uni	MAG É Pluri	MAG A Uni	MAG A Pluri	CLÉ	SCR ^c S Uni	SCR ^c S Pluri	SCR ^c É Uni	SCR ^c É Pluri	SCR ^c A Uni	SCR ^c A Pluri	CLÉ	
1967	1 181	1 271	0	0
1968	1 203	770	0	0
1969	2 572	1 749	0	0
1970	2 874	2 449	94	0
1971	1 592	2 235	336	37
1972	784	4 831	246	583	.	.	259	859	.	.	.	e
1973	1 854	2 367	1 760	475	.	.	596	1 956	.	.	.	e
1974	3 389	4 775	3 700	1 907
1975	5 725	6 200	5 335	1 858	.	.	1 223	1 036	.	.	.	e
1976	6 797	5 511	7 694	1 623
1977	3 504	7 257	6 201	2 075
1978	1 584	3 034	2 556	1 951
1979	6 234	1 993	3 521	892
1980	7 555	8 157	9 759	2 294
1981	4 571	2 441	3 782	1 089
1982	3 931	2 254	2 292	728	34	53	15	27	3	.	.	df
1983	3 613	1 711	1 230	299	37	282	607	.	.	21	30	.	33	62	2	28	.	.	df	
1984	7 353	7 011	1 304	806	26	255	512	120	40	63	17	.	.	df	
1985	5 331	6 390	1 746	571	6	169	466	36	250	12	46	.	.	df	
1986	6 347	3 655	699	487	0	31	128	29	130	.	.	df	
1987	5 106	3 091	2 894	344	19	43	147	181	21	.	.	df	
1988	8 062	1 930	1 129	670	310	291	398	45	22	55	274	.	.	df	
1989	8 417	3 854	1 170	437	128	46	19	95	73	.	.	df	
1990	6 486	3 163	1 421	756	681	a	11	40	4	54	.	.	df	
1991	5 415	3 639	2 160	587	190	a	30	83	42	52	.	.	df	
1992	5 729	3 522	1 935	681	0	a	155	139	.	.	83	62	bd	
1993	2 873	2 601	1 034	379	0	a	72	113	11	42	.	de	112	125	.	.	96	52	bd	3	30	5	66	.	.	d	

Année	SJR S Uni	SJR S Pluri	SJR É Uni	SJR É Pluri	SJR O	CLÉ	NSH S Uni	NSH S Pluri	NSH É Uni	NSH É Pluri	NSH O	CLÉ	MAG S Uni	MAG S Pluri	MAG É Uni	MAG É Pluri	MAG A Uni	MAG A Pluri	CLÉ	SCR ^c S Uni	SCR ^c S Pluri	SCR ^c É Uni	SCR ^c É Pluri	SCR ^c A Uni	SCR ^c A Pluri	CLÉ
1994	2 133	1 713	1 180	493	83	a	376	251	27	23	.	de	69	61	.	.	1 059	81	bd	24	19	23	18	97	.	.
1995	2 429	1 681	2 541	598	50	a	544	294	25	14	.	de	49	30	.	.	491	168	bd	7	14	7	19	7	6	d
1996	1 552	2 413	4 603	726	24	a	854	391	86	38	.	de	48	21	.	.	174	20	bde	10	32	13	77	15	5	d
1997	380	1 147	2 689	629	44	a	332	339	38	27	.	d	35	24	.	.	59	23	bd	7	8	26	2	11	16	d
1998	476	367	4 413	624	28	a	464	142	1	9	.	de	28	3	.	.	211	3	bd	12	6	20	3	14	11	df
1999	700	1 112	2 511	680	22	a	303	84	2	0	.	de	19	5	.	.	80	10	bd	7	2	1	3	23	0	df
2000	1 408	393	1 573	200	24	a	428	161	0	0	.	de	13	1	.	.	25	2	bd	0	0	15	5	30	0	df
2001	730	680	942	521	39	a	242	271	2	1	3	d	8	9	.	.	120	4	bd	0	0	13	7	33	23	df
2002	709	212	1 616	178	19	a	342	73	1	6	0	d	7	0	.	.	29	0	bd	0	0	14	6	2	4	d
2003	443	279	838	464	1	a	181	82	7	3	2	de	3	3	.	.	14	2	bd	0	0	13	2	3	3	df
2004	863	446	562	296	2	a	473	168	13	4	1	de	2	0	.	.	0	17	bd	1	0	5	4	0	4	d
2005	862	269	264	94	2	.	405	94	20	3	2	ade	5	0	4	0	62	1	bd	0	0	2	4	30	3	d
2006	823	303	467	68	6	a	376	116	29	2	1	de	14	3	9	1	4	2	bd	0	0	2	2	4	3	d
2007	574	204	334	111	3	.	218	95	3	6	0	de	4	0	0	0	4	1	bd	S.O.
2008	886	163	871	137	.	.	516	77	10	1	0	de	4	0	0	0	2	4	bd	S.O.
2009	449	361	162	179	1	.	188	206	11	7	0	de	1	2	2	1	13	1	bd	S.O.
2010	1 870	321	499	105	7	a	836	142	18	3	1	de	0	0	12	0	23	0	bd	S.O.
2011	580	288	408	394	5	.	396	226	21	6	1	de	0	0	8	11	17	0	bd	S.O.
2012	48	69	33	59	350	.	16	39	0	0	6	de	0	1	0	0	18	0	bd	S.O.
2013	212	98	79	34	96	ad	57	35	0	0	1	de	3	3	0	0	53	37	bd	S.O.
2014	111	45	22	23	32	d	49	14	0	0	3	de	9	2	1	1	19	8	bd	S.O.
2015	396	58	215	37	18	d	200	31	0	0	0	de	5	4	0	0	5	8	.	S.O.
2016	193	63	311	121	15	d	319	59	0	1	0	de	2	0	0	0	17	24	.	S.O.
2017	131	81	192	98	14	d	80	38	0	0	0	de	0	0	0	0	4	13	.	S.O.
2018	159	25	287	36	7	ad	89	31	0	0	0	de	0	1	0	0	2	1	.	S.O.
2019	107	38	395	159	5	ad	122	43	0	0	0	de	0	2	0	0	38	40	bd	S.O.

Tableau 2. Estimation de la remonte totale et de la ponte de saumons atlantiques sauvages, d'écloserie et d'élevage unibermarins et pluribermarins au barrage de Mactaquac, dans la rivière Saint-Jean, de 1970 à 2019. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année	Sauvages Uniber-marins	Sauvages Pluriber-marins	Écloserie Uniber-marins ^a	Écloserie Pluriber-marins ^a	Total (S+É) Uniber-marins	Total (S+É) Pluriber-marins	Élevage Uniber-marins ^b	Élevage Pluriber-marins ^b	Total
1970	3 057	5 712	100	0	3 157	5 712	.	.	6 743 577
1971	1 709	4 715	365	77	2 074	4 792	.	.	9 686 229
1972	908	4 899	285	592	1 193	5 491	.	.	25 380 372
1973	2 070	2 518	1 965	505	4 035	3 023	.	.	15 326 312
1974	3 656	5 811	3 991	2 325	7 647	8 136	.	.	39 357 968
1975	6 858	7 441	6 374	2 210	13 232	9 651	.	.	54 684 280
1976	8 147	8 177	9 074	2 302	17 221	10 479	.	.	36 292 706
1977	3 977	9 712	6 992	2 725	10 969	12 437	.	.	50 883 354
1978	1 902	4 021	3 044	2 534	4 946	6 555	.	.	28 813 466
1979	6 828	2 754	3 827	1 188	10 655	3 942	.	.	18 023 742
1980	8 482	10 924	10 793	2 992	19 275	13 916	.	.	58 362 594
1981	6 614	5 766	5 627	2 728	12 241	8 494	.	.	17 778 521
1982	5 174	5 528	3 038	1 769	8 212	7 297	.	.	18 882 016
1983	4 555	5 783	1 564	1 104	6 119	6 887	.	.	9 686 229
1984	8 311	9 779	1 451	1 115	9 762	10 894	.	.	40 216 241
1985	6 526	10 436	2 018	875	8 544	11 311	.	.	41 197 125
1986	7 904	6 128	862	797	8 766	6 925	.	.	26 483 866
1987	5 909	4 352	3 328	480	9 237	4 832	.	.	24 276 877
1988	8 930	2 625	1 250	912	10 180	3 537	.	.	14 835 870
1989	9 522	4 072	1 339	469	10 861	4 541	.	.	27 955 192
1990	7 263	3 329	1 533	575	8 796	3 904	8	221	25 135 151
1991	6 256	4 491	2 439	700	8 695	5 191	56	24	25 748 203
1992	6 683	4 104	2 223	778	8 906	4 882	34	16	23 786 435
1993	3 213	2 958	1 156	425	4 369	3 383	0	6	15 081 091
1994	2 276	1 844	1 258	503	3 534	2 347	0	28	11 402 776
1995	2 168	1 654	2 907	599	5 075	2 253	4	102	13 477 345
1996	1 326	2 309	5 394	1 002	6 720	3 311	3	10	18 277 454
1997	343	1 128	2 912	843	3 255	1 971	0	0	9 780 394
1998	341	320	4 641	647	4 982	967	0	4	5 912 196
1999	472	837	2 785	967	3 257	1 804	7	13	10 087 002
2000	1 343	277	1 725	267	3 068	544	3	3	3 564 850
2001	686	644	1 014	562	1 700	1 206	12	2	6 482 071
2002	634	199	1 724	177	2 358	376	5	8	1 867 321
2003	381	240	921	511	1 302	751	2	1	3 912 005
2004	864	400	623	312	1 487	712	0	1	4 067 287
2005	863	254	296	96	1 159	350	0	0	1 916 912
2006	797	283	536	64	1 333	347	1	0	1 840 252
2007	492	205	411	131	903	336	0	0	1 550 959
2008	796	143	1005	138	1 801	281	0	0	1 528 238
2009	437	337	176	221	613	558	0	0	2 769 173
2010	1 708	312	686	148	2 394	460	0	27	2 448 140
2011	582	294	437	384	1 019	678	0	0	4 107 234
2012	48	71	33	61	81	132	0	0	544 251
2013	214	101	80	35	294	136	2	1	783 071
2014	112	46	22	24	134	70	0	0	490 747
2015	400	59	217	38	617	97	0	0	701 282
2016	195	65	314	124	509	189	0	0	1 166 382
2017	132	83	194	101	326	184	0	0	1 272 091
2018	161	26	290	37	451	63	0	1	416 717
2019	108	39	399	163	507	202	0	3	1 325 003

(a) Ne comprend pas 3 poissons pluribermarins élevés en captivité (2006), 1 poisson unibermarin élevé en captivité (2007), 6 poissons pluribermarins élevés en captivité (2009), 2 poissons unibermarins élevés en captivité et 2 poissons pluribermarins élevés en captivité (2010), 5 poissons pluribermarins élevés en captivité (2011), 4 poissons pluribermarins élevés en captivité (2013), 9 poissons pluribermarins élevés en captivité (2014), 23 poissons élevés en captivité (2015), 8 poissons pluribermarins élevés en captivité (2016) et 2 poissons pluribermarins élevés en captivité (2018).

(b) De 2003 à 2005, nombre augmenté par les prélèvements estimés en aval de Mactaquac et ajusté en fonction des âges déterminés à partir des échantillons d'écaillés.

Tableau 3. Estimation de la remonte totale d'unibermarins dans la rivière Saint-Jean, de 1975 à 2019, issus de smolts élevés en écloserie et lâchés au barrage de Mactaquac, de 1974 à 2018. « Prop. 1 an » correspond à la proportion du total de lâchers de saumons d'âge 1. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Lâchers Année	Lâchers Smolts	Lâchers Prop.1 an	Remontes Année	Remontes Mactaquac Chenal de migration (combinés)	Remontes Mactaquac Barrage (combinés)	Remontes Pêche autochtone	Remontes Pêche à la ligne (cours principal de la St-Jean)	Remontes Pris accsoires	Remontes Pêche commerciale	Remontes Total ^a	Remontes % Non ajusté	Remontes % Ajusté ^{b,c,f}
1974	337 281	0,00	1975	1 771	3 564	28	977	34	.	6 374	1,890	.
1975	324 186	0,06	1976	2 863	4 831	219	1 129	32	.	9 074	2,799	.
1976	297 350	0,14	1977	1 645	4 533	36	708	70	.	6 992	2,351	.
1977	293 132	0,26	1978	777	1 779	49	369	70	.	3 044	1,038	.
1978	196 196	0,16	1979	799	2 722	100	186	20	.	3 827	1,951	.
1979	244 012	0,09	1980	3 072	6 687	335	640	59	.	10 793	4,423	.
1980	232 258	0,12	1981	921	2 861	139	350	.	1 356	5 627	2,423	.
1981	189 090	0,08	1982	828	1 464	64	267	.	415	3 038	1,607	.
1982	172 231	0,06	1983	374	857	39	69	.	225	1 564	0,908	.
1983	144 549	0,22	1984	476	828	36	63	48	.	1 451	1,004	0,976
1984	206 462	0,28	1985	454	1 288	82	128	66	.	2 018	0,977	0,920
1985	89 051	1,00	1986	64	635	53	93	17	.	862	0,968	0,868
1986	191 495	1,00	1987	152	2 063	74	222	52	.	2 563	1,338	1,170
1987	113 439	1,00	1988	(717)	.	15	46	16	.	794	0,700	0,672
1988	142 195	1,00	1989	(1 018)	.	0	107	23	.	1 148	0,807	0,763
1989	238 204	0,98	1990	(903)	.	0	57	20	.	980	0,411	0,401
1990	241 078	0,98	1991	(1 490)	.	88	108	35	.	1 721	0,714	0,649
1991	178 127	0,97	1992	(1 132)	.	26	135	26	.	1 319	0,740	0,688
1992	204 836	1,00	1993	(779)	.	11	60	17	.	867	0,423	0,406
1993	221 403	1,00	1994	(841)	.	37	0	18	.	896	0,405	0,393
1994	225 037	1,00	1995	(1 509)	.	15	.	15	.	1 539	0,684	0,661
1995	251 759	1,00	1996	(2 649)	.	215	0	29	.	2 893	1,149	1,140
1996	286 400	1,00	1997	(1 543)	.	58	0	16	.	1 617	0,565	0,558
1997	286 485	1,00	1998	(2 112)	.	0	0	21	.	2 133	0,745	0,745
1998	297 012	1,00	1999	(1 672)	.	0	0	17	.	1 689	0,569	0,468
1999	305 073	1,00	2000	(1 403)	.	0	0	14	.	1 417	0,464	0,464
2000	311 825	1,00	2001	(839)	.	0	0	8	.	847	0,272	0,272
2001	305 321	1,00	2002	(1 358)	.	0	0	14	.	1 372	0,449	0,449
2002	241 971	1,00	2003	(815)	.	0	0	8	.	823	0,340	0,340
2003	155 701	1,00	2004	(499)	.	0	0	5	.	504	0,324	0,324
2004	52 178	1,00	2005	(197)	.	0	0	2	.	199	0,381	0,381
2005	77 271	1,00	2006	(426)	.	0	0	4	.	430	0,556	0,384
2006	113 847	1,00	2007	(273)	.	0	0	3	.	276	0,242	0,213
2007	84 088	1,00	2008	(686)	.	0	0	7	.	696	0,828	0,703
2008	55 253	1,00	2009	(97)	.	0	0	1	.	98	0,177	0,125
2009	27 314	1,00	2010	(444)	.	0	0	5	.	448	1,640	1,435
2010	35 050	1,00	2011	(51)	.	0	0	0	.	51	0,146	0,120
2011	24 135	1,00	2012	(4)	.	0	0	0	.	4	0,017	0,017
2012	4 953	1,00	2013	(33)	.	0	0	0	.	33	0,666	0,666
2013	9 159	1,00	2014	(10)	.	0	0	0	.	10	0,109	0,109
2014	14 741	1,00	2015	(35)	.	0	0	0	.	35	0,237	0,237
2015	21 033	1,00	2016	(22)	.	0	0	0	.	22	0,105	0,105
2016	2 779	1,00	2017	(15)	.	0	0	0	.	15	0,540	0,540
2017	3 624	1,00	2018	(9)	.	0	0	0	.	9	0,248	0,248
2018	6 575	1,00	2019	(10)	.	0	0	0	.	10	0,152	0,152
2019	20	1,00	2020	(.)

(a) Comprend quelques remontes de smoltsensemencés en aval de Mactaquac ou échappés de cages marines (tableau 1 : tel que déterminé à partir de l'érosion des marges des nageoires caudales supérieure et inférieure).

(b) Les taux de montaison ajustés excluent les smoltsensemencés en aval de Mactaquac (Marshall 1989) et les poissons provenant probablement de cages en mer. (Les nombres marginaux de remontes d'environ 5 000 smolts d'âge 2.1, de 1989 à 1991, ne sont pas inclus; aucune remonte de smolts marqués relâchés dans la rivière Nashwaak, en 1992 ou 1997; le dénombrement de 1997 a donné 2 unibermarins marqués parmi 2 000 smolts marqués relâchés dans la rivière Nashwaak en 1996 (9 017 smolts au total).

(c) Ajustement en 1997 pour les années de montaison 1995 à 1997, fondé sur les remontes de poissons d'âge 1.1 dont la nageoire adipeuse a été retirée, issus des alevins d'automne d'âge 0ensemencés en amont de Mactaquac entre 1993 et 1995. Le nombre total estimé des remontes est de 22, 22 et 10 en 1995, 1996 et 1997, respectivement.

(d) Les « smolts relâchés » révisés comprennent 11 177 smolts d'âge 1 relâchés dans le canal de migration depuis l'écloserie de Saint John.

(e) Les smolts proviennent du programme d'élevage en captivité de la rivière Tobique.

(f) Ajustement de 2006 à 2008 à l'année de montaison en fonction des remontes de poissons d'âge 1.1 dont la nageoire adipeuse a été retirée, issus des alevins d'automne d'âge 0ensemencés en amont de Mactaquac entre 2004 et 2006. Le nombre total estimé des remontes est de 133 poissons en 2006, 34 poissons en 2007 et 105 poissons en 2008.

(g) En 2008, 36 394 smolts provenaient de croisements avec des poissons anadromes et 18 859 de croisements avec des poissons élevés en captivité.

Tableau 4. Estimation de la remonte totale de dibermarins vierges dans la rivière Saint-Jean, de 1976 à 2019, issus de smolts élevés en éclosérie et lâchés au barrage de Mactaquac, de 1974 à 2017. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Lâchers Année	Lâchers Smolts	Lâchers Prop 1 an	Remontes Année	Remontes Chenal de migration (combinés)	Remontes Barrage (combinés)	Remontes Pêche autochtone	Remontes Pêche à la ligne (cours principal de la St-Jean)	Remontes Prises accessoires	Remontes Pêche commerciale	Remontes Total ^a	Remontes % remonte Non ajusté	Remontes % remonte Ajusté ^{b,c,f}
1974	337 281	0,00	1976	310	1 313	392	267	20	.	2 302	0,683	.
1975	324 186	0,06	1977	341	1 727	206	417	34	.	2 725	0,841	.
1976	297 350	0,14	1978	223	1 728	368	165	50	.	2 534	0,852	.
1977	293 132	0,26	1979	145	747	210	65	21	.	1 188	0,405	.
1978	196 196	0,16	1980	302	1 992	506	146	46	.	2 992	1,525	.
1979	244 012	0,09	1981	126	963	252	125	.	1 262	2 728	1,118	.
1980	232 258	0,12	1982	88	640	462	181	.	398	1 769	0,762	.
1981	189 090	0,08	1983	44	255	76	17	.	712	1 104	0,584	.
1982	172 231	0,06	1984	84	722	201	5	103	.	1 115	0,647	0,560
1983	144 549	0,22	1985	73	492	189	5	116	.	875	0,605	0,553
1984	206 462	0,28	1986	16	471	266	4	40	.	797	0,386	0,346
1985	89 051	1,00	1987	4	338	110	4	24	.	480	0,539	0,453
1986	191 495	1,00	1988	(511)	150	0	35	.	696	0,363	0,354	.
1987	113 439	1,00	1989	(379)		0	0	20	.	399	0,352	0,330
1988	142 195	1,00	1990	(480)		0	0	25	.	505	0,355	0,170
1989	238 204	0,98	1991	(359)		62	0	46	.	467	0,196	0,173
1990	241 078	0,98	1992	(590)		58	0	32	.	680	0,282	0,256
1991	178 127	0,97	1993	(242)		16	0	11	.	269	0,151	0,145
1992	204 836	1,00	1994	(303)		10	0	23	.	336	0,164	0,159
1993	221 403	1,00	1995	(398)		5	0	11	.	414	0,187	0,187
1994	225 037	1,00	1996	(567)		18	0	15	.	600	0,267	0,267
1995	251 759	1,00	1997	(412)		45	0	12	.	469	0,186	0,186
1996	286 400	1,00	1998	(229)		0	0	6	.	235	0,082	0,082
1997	286 485	1,00	1999	(554)		0	0	14	.	568	0,198	0,198
1998	297 012	1,00	2000	(173)		0	0	4	.	177	0,060	0,060
1999	305 073	1,00	2001	(462)		0	0	12	.	474	0,155	0,155
2000	311 825	1,00	2002	(142)		0	0	4	.	146	0,047	0,047
2001	305 321	1,00	2003	(443)		0	0	11	.	454	0,149	0,149
2002	241 971	1,00	2004	(265)		0	0	7	.	272	0,112	0,112
2003	155 701	1,00	2005	(78)		0	0	2	.	80	0,051	0,051
2004	52 178	1,00	2006	(44)		0	0	1	.	45	0,086	0,086
2005	77 271	1,00	2007	(89)		0	0	2	.	91	0,118	0,110
2006	113 847	1,00	2008	(71)		0	0	2	.	73	0,064	0,052
2007	84 088	1,00	2009	(139)		0	0	4	.	143	0,170	0,137
2008	55 253	1,00	2010	(76)		0	0	2	11	89	0,161	0,148
2009	27 314	1,00	2011	(34)		0	0	1	.	35	0,128	0,128
2010	35 050	1,00	2012	(22)		0	0	1	.	23	0,066	0,066
2011	24 135	1,00	2013	(4)		0	0	0	.	4	0,017	0,017
2012	4 953	1,00	2014	(5)		0	0	0	.	5	0,101	0,101
2013	9 159	1,00	2015	(2)		0	0	0	.	2	0,022	0,022
2014	14 741	1,00	2016	(13)		0	0	0	.	13	0,088	0,088
2015	21 033	1,00	2017	(9)		0	0	0	.	9	0,043	0,043
2016	2											
2016	779	1,00	2018	(0)		0	0	0	.	0	0,000	0,000
2017	3 624	1,00	2019	(0)		0	0	0	.	0	0,000	0,000
2018	6 575	1,00	2020	(.)	
2019	20	1,00	2021	(.)	

(a) Comprend quelques remontes de smolts ensemencés en aval de Mactaquac ou échappés de cages en mer (tableau 1 : érosion des marges des nageoires caudales supérieure et inférieure).

(b) Les taux de montaison ajustés excluent les smolts ensemencés en aval de Mactaquac (Marshall 1989) et les poissons provenant probablement de cages en mer.

(c) Les nombres marginaux de remontes d'environ 5 000 smolts d'âge 2.1, de 1989 à 1991, ne sont pas inclus; aucune remonte de smolts marqués relâchés dans la rivière Nashwaak, en 1992; possiblement 3 remontes de 12 516 smolts de plus de 12 cm dans la rivière Nashwaak en 1993; aucune remonte de 15 059 smolts ensemencés dans la rivière Nashwaak en 1994 et 2 remontes sur 3 989 smolts marqués [13 283 au total] en 1995.

(d) Ajustement en 1997 pour l'année de montaison 1997, fondé sur les remontes de poissons d'âge 1.2 dont la nageoire adipeuse a été retirée, issus des alevins d'automne d'âge 0 ensemencés en amont de Mactaquac en 1994. Le nombre total estimé des remontes est de 9 poissons en 1997.

(e) Les « smolts relâchés » révisés comprennent 11 177 smolts d'âge 1 relâchés dans le canal de migration depuis l'éclosérie de Saint John.

(f) Les smolts proviennent du programme d'élevage en captivité de la rivière Tobique.

(g) Ajustement en 2007- 2008 à l'année de montaison en fonction des remontes de poissons d'âge 1.2 dont la nageoire adipeuse a été retirée, issus des alevins d'automne d'âge 0 ensemencés en amont de Mactaquac en 2006 et 2007. Le nombre total estimé des remontes est de 6 poissons en 2007 et de 14 poissons en 2008.

(h) En 2008, 36 394 smolts provenaient de croisements avec des poissons anadromes et 18 859 de croisements avec des poissons élevés en captivité.

(i) Estimation du prélèvement par des braconniers (et non par des pêcheurs commerciaux) en aval du barrage de Mactaquac.

Tableau 5. Nombres ajustés par âge de saumons atlantiques sauvages et d'écloserie unibermarins et pluribermarins au barrage de Mactaquac, de 1992 à 2019.

Catégorie d'origine	Durée du séjour en mer des smolts	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Saumons unibermarins		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sauvages	2,1	2 573	1 865	993	957	601	150	147	150	823	485	368	270	404	549
Sauvages	3,1	3 075	883	1 035	1 154	585	146	185	290	459	191	258	103	415	285
Sauvages	4,1	80	74	42	43	28	32	7	27	48	3	2	4	36	20
Total sauvages		5 728	2 822	2 070	2 154	1 214	328	338	467	1 330	679	628	377	855	854
Écloserie	1,1	1 132	779	841	1 509	2 649	1 543	2 112	1 672	1 403	839	1 358	815	499	197
Écloserie	2,1	527	240	214	834	1 354	521	968	480	207	129	263	83	98	79
Écloserie	3,1	259	52	227	483	867	627	1 459	569	66	35	86	13	19	14
Écloserie	4,1	17	1	13	2	69	88	56	36	32	1	0	1	1	3
Total écloserie		1 935	1 072	1 295	2 828	4 939	2 778	4 595	2 757	1 708	1 004	1 707	912	617	293
Saumons unibermarins	Total	7 663	3 894	3 365	4 982	6 153	3 106	4 933	3 224	3 038	1 683	2 335	1 289	1 472	1 147
Saumons pluribermarins															
Sauvages	2,2	1 897	1 156	1 098	976	1 128	428	64	359	137	507	124	160	348	149
Sauvages	3,2	1 297	1 247	413	523	925	473	145	412	58	91	29	55	38	87
Sauvages	4,2	17	38	8	35	13	26	1	16	2	1	0	0	0	0
Reproducteurs à fraies répétées et tribermarins		181	112	105	59	114	68	101	28	73	29	41	19	4	12
Total sauvages		3 392	2 553	1 624	1 593	2 181	995	312	816	270	628	194	234	390	248
Écloserie	1,2	590	242	303	398	567	412	229	554	173	462	142	443	265	78
Écloserie	2,2	136	76	142	95	221	143	120	209	57	49	22	38	32	13
Écloserie	3,2	82	97	19	47	137	158	177	158	19	9	2	10	5	1
Écloserie	4,2	1	6	0	2	10	4	13	3	1	0	0	0	0	0
Reproducteurs à fraies répétées et tribermarins		3	19	66	30	13	26	92	19	10	28	7	7	2	2
Total écloserie		812	440	530	572	947	744	631	943	260	548	173	498	304	94
Total saumons pluribermarins		4 204	2 993	2 154	2 165	3 128	1 739	943	1 759	530	1 176	367	732	694	342
TOTAL		867	6 887	5 519	7 147	9 281	4 845	5 876	4 983	3 568	2 859	2 702	2 021	2 166	1 489
Âge moyen total – Sauvages seulement		4,9	5,0	4,9	4,9	5,2	5,4	5,3	5,3	4,6	4,7	4,7	4,7	4,8	4,6
Proportion de pluribermarins qui sont des dibermarins		0,96	0,96	0,92	0,96	0,96	0,95	0,79	0,97	0,84	0,95	0,87	0,96	0,99	0,96

Tableau 5 (suite). Nombres ajustés par âge de saumons atlantiques sauvages et d'écloserie unibermarins et pluribermarins au barrage de Mactaquac, de 1992 à 2019.

Catégorie d'origine	Durée du séjour en mer des smolts	Durée du séjour en mer des smolts													
		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Saumons unibermarins		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sauvages	2,1	553	396	554	279	1 384	358	36	172	76	301	126	76	127	93
Sauvages	3,1	232	91	232	143	307	209	12	40	35	91	67	55	32	14
Sauvages	4,1	4	0	2	11	0	9	0	0	0	4	0	0	0	0
Total sauvages		789	487	788	433	1 691	576	48	212	111	396	193	131	159	107
Écloserie	1,1	426	273	686	97	444	51	4	33	10	35	22	15	9	10
Écloserie	2,1	65	116	213	55	187	216	16	38	6	141	167	128	223	296
Écloserie	3,1	40	15	96	19	48	158	7	8	6	39	122	49	51	87
Écloserie	4,1	0	3	0	3	0	8	6	0	0	0	0	0	4	2
Total écloserie		531	407	995	174	679	433	33	79	22	215	311	192	287	395
Saumons unibermarins	Total	1 320	894	1 783	607	2 370	1 009	81	291	133	611	504	323	446	502
Saumons pluribermarins		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sauvages	2,2	249	148	113	280	223	251	54	74	45	44	50	59	13	33
Sauvages	3,2	25	52	21	40	39	36	4	24	0	12	13	17	12	5
Sauvages	4,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Reproducteurs à fraies répétées et tribermarins		2	0	5	9	6	0	11	0	0	2	0	5	0	0
Total sauvages		276	200	139	329	268	287	69	98	45	58	63	81	25	38
Écloserie	1,2	44	89	71	139	76	34	22	4	5	2	13	9	0	0
Écloserie	2,2	14	33	61	57	37	292	32	24	11	26	92	47	28	131
Écloserie	3,2	2	6	3	9	9	48	5	3	2	9	14	40	8	26
Écloserie	4,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Reproducteurs à fraies répétées et tribermarins		2	0	0	10	5	0	0	3	5	0	2	2	0	2
Total écloserie		62	128	135	215	127	374	59	34	23	37	121	98	36	159
Total saumons pluribermarins		338	328	274	544	395	661	128	132	68	95	184	179	61	197
TOTAL		1 658	1 222	2 057	1 151	2 765	1 670	209	423	201	706	688	502	507	699
Âge moyen total – Sauvages seulement		4,5	4,5	4,4	4,7	4,3	4,6	5,0	4,5	4,5	4,4	4,6	4,8	4,4	4,4
Proportion de pluribermarins qui sont des dibermarins		0,99	1,00	0,98	0,97	0,97	1,00	0,91	0,98	0,93	0,98	0,99	0,96	1,00	0,99

Tableau 6. Nombre, caractéristiques biologiques et nombre estimé d'œufs pour les saumons atlantiques sauvages unibermarins et pluribermarins relâchés en amont du barrage de Mactaquac, de 1996 à 2019.

Durée du séjour en mer et origine	Année	Longueur moyenne des femelles (cm)	Fécondité estimée	Proportion de femelles	Nombre total d'évadés (M+F)	Nombre total d'œufs	Prop. du total
Unibermarins							
sauvages	1996	58,8	3 587	0,132	1 082	512 310	0,03
sauvages	1997	61,3	3 927	0,061	313	74 979	0,01
sauvages	1998	58,5	3 550	0,135	311	148 573	0,03
sauvages	1999	62,3	4 066	0,109	432	192 076	0,02
sauvages	2000	59,8	3 717	0,177	1 208	795 471	0,22
sauvages	2001	59,6	3 692	0,112	548	225 894	0,03
sauvages	2002	59,9	3 728	0,126	544	254 698	0,14
sauvages	2003	59,7	3 701	0,137	281	142 091	0,04
sauvages	2004	59,2	3 635	0,120	759	330 803	0,10
sauvages	2005	58,2	3 506	0,068	804	190 824	0,08
sauvages	2006	60,2	3 767	0,064	736	178 759	0,10
sauvages	2007	56,0	3 239	0,048	440	67 731	0,04
sauvages	2008	60,5	3 810	0,038	716	103 005	0,07
sauvages	2009	60,6	3 825	0,079	394	118 412	0,04
sauvages	2010	60,1	3 748	0,040	1 664	250 008	0,10
sauvages	2011	61,0	3 879	0,034	546	73 033	0,02
sauvages	2012	60,0	3 741	0,019	46	3 247	0,01
sauvages	2013	61,5	3 949	0,073	207	59 451	0,08
sauvages	2014	57,1	3 374	0,090	108	32 878	0,23
sauvages	2015	57,0	3 358	0,075	385	97 206	0,14
sauvages	2016	53,6	2 971	0,041	185	22 550	0,02
sauvages	2017	57,3	3 391	0,171	127	73 828	0,06
sauvages	2018	54,8	3 096	0,081	152	37 999	0,09
sauvages	2019	54,9	3 112	0,120	106	39 707	0,03
sauvages	Moyenne	58,8	3 599	0,090			0,07
Pluribermarins							
sauvages	1996	78,6	7 313	0,861	1 700	10 704 039	0,59
sauvages	1997	77,0	6 896	0,949	786	5 143 823	0,53
sauvages	1998	79,7	7 617	0,929	188	1 330 139	0,22
sauvages	1999	78,0	7 146	0,953	582	3 963 315	0,39
sauvages	2000	77,9	7 131	0,953	129	877 003	0,25
sauvages	2001	78,0	7 149	0,947	470	3 181 509	0,49
sauvages	2002	79,5	7 557	0,896	92	623 097	0,33
sauvages	2003	77,3	6 981	0,946	161	1 063 337	0,27
sauvages	2004	78,9	7 395	0,816	343	2 070 079	0,62
sauvages	2005	77,1	6 930	0,900	193	1 203 131	0,71
sauvages	2006	78,2	7 206	0,965	182	1 265 022	0,69
sauvages	2007	76,6	6 807	0,821	150	838 424	0,54
sauvages	2008	76,4	6 758	0,974	91	599 074	0,39
sauvages	2009	77,4	6 996	0,765	277	1 482 541	0,54
sauvages	2010	77,4	6 996	0,928	233	1 511 948	0,62
sauvages	2011	77,0	6 906	0,941	264	1 715 191	0,42
sauvages	2012	76,3	6 733	0,917	57	351 800	0,65
sauvages	2013	76,4	6 758	0,869	91	534 224	0,70
sauvages	2014	77,7	7 074	0,915	39	252 407	0,51
sauvages	2015	78,0	7 159	0,914	56	366 344	0,52
sauvages	2016	77,7	7 082	0,938	57	378 445	0,32
sauvages	2017	79,2	7 476	0,880	79	519 447	0,42
sauvages	2018	77,2	6 943	0,880	20	122 197	0,29
sauvages	2019	77,4	7 003	0,868	35	212 855	0,16
-	Moyenne	77,7	7 084	0,905			0,47

Tableau 7. Nombre, caractéristiques biologiques et nombre estimé d'œufs pour les saumons atlantiques d'écloserie unibermarins et pluribermarins relâchés en amont du barrage de Mactaquac, de 1996 à 2019.

Durée du séjour en mer et origine	Année	Longueur moyenne des femelles (cm)	Fécondité estimée	Proportion de femelles	Nombre total d'évadés (M+F)	Nombre total d'œufs	Prop. du total
Écloserie	1996	58,8	3 584	0,118	4 394	1 858 276	0,10
Unibermarins	1997	62,0	4 021	0,092	2 429	898 565	0,09
Unibermarins	1998	58,6	3 551	0,113	4 311	1 734 600	0,29
Unibermarins	1999	59,5	3 672	0,101	2 530	940 495	0,09
Unibermarins	2000	58,0	3 486	0,089	1 587	493 507	0,14
Unibermarins	2001	60,8	3 855	0,041	915	144 907	0,02
Unibermarins	2002	60,2	3 769	0,047	1 621	287 235	0,15
Unibermarins	2003	58,1	3 494	0,073	855	218 951	0,06
Unibermarins	2004	59,6	3 688	0,062	580	132 273	0,02
Unibermarins	2005	61,4	3 935	0,037	256	37 589	0,03
Unibermarins	2006	60,5	3 803	0,041	522	82 202	0,04
Unibermarins	2007	56,2	3 262	0,050	392	63 748	0,04
Unibermarins	2008	60,6	3 823	0,046	958	167 199	0,11
Unibermarins	2009	61,3	3 925	0,060	165	38 550	0,01
Unibermarins	2010	61,0	3 879	0,006	675	15 048	0,01
Unibermarins	2011	62,2	4 046	0,029	402	47 145	0,01
Unibermarins	2012	62,0	4 021	0,103	25	10 400	0,02
Unibermarins	2013	64,0	4 322	0,113	63	30 681	0,04
Unibermarins	2014	52,0	2 804	0,100	21	5 889	0,01
Unibermarins	2015	55,7	3 204	0,057	209	37 904	0,05
Unibermarins	2016	60,4	3 796	0,072	304	82 967	0,07
Unibermarins	2017	56,1	3 254	0,202	191	125 662	0,09
Unibermarins	2018	54,6	3 082	0,102	275	86 242	0,21
Unibermarins	2019	54,6	3 081	0,131	391	157 791	0,12
Unibermarins	Moyenne	59,1	3 640	0,079			0,08
Écloserie	1996	77,0	6 906	0,921	818	5 202 829	0,28
Pluribermarins	1997	77,8	7 102	0,931	554	3 663 027	0,37
Pluribermarins	1998	77,3	6 976	0,881	439	2 698 884	0,46
Pluribermarins	1999	77,5	7 021	0,940	756	4 991 116	0,49
Pluribermarins	2000	77,6	7 051	0,982	202	1 398 869	0,39
Pluribermarins	2001	77,0	6 903	0,895	474	2 929 761	0,45
Pluribermarins	2002	78,4	7 263	0,826	117	702 291	0,38
Pluribermarins	2003	76,7	6 831	0,924	394	2 487 626	0,64
Pluribermarins	2004	77,9	7 133	0,785	274	1 534 132	0,26
Pluribermarins	2005	76,3	6 733	0,901	80	485 368	0,17
Pluribermarins	2006	77,0	6 898	0,949	48	314 269	0,17
Pluribermarins	2007	76,6	6 807	0,783	109	581 056	0,37
Pluribermarins	2008	76,8	6 856	0,829	116	658 960	0,43
Pluribermarins	2009	77,4	7 003	0,827	195	1 129 670	0,41
Pluribermarins	2010	77,4	7 003	0,848	113	671 136	0,27
Pluribermarins	2011	77,4	7 006	0,924	351	2 271 865	0,55
Pluribermarins	2012	75,3	6 495	0,706	39	178 804	0,33
Pluribermarins	2013	77,1	6 928	0,818	28	158 715	0,19
Pluribermarins	2014	76,1	6 685	0,857	21	120 330	0,25
Pluribermarins	2015	77,7	7 082	0,784	36	199 828	0,28
Pluribermarins	2016	76,2	6 700	0,878	116	682 420	0,59
Pluribermarins	2017	78,9	7 398	0,771	97	553 155	0,43
Pluribermarins	2018	77,6	7 046	0,833	29	170 279	0,41
Pluribermarins	2019	76,9	6 871	0,853	156	913 843	0,69
Pluribermarins	Moyenne	77,2	6 946	0,860			0,39

Tableau 8. Dates de début et de fin de l'exploitation d'une barrière de dénombrement des saumons adultes dans la rivière Nashwaak, ainsi que la technique d'évaluation utilisée pour estimer les remontes totales en amont du site de la barrière. Nombre à la barrière en tant que proportion du total estimé de saumons atlantiques unibermarins et pluribermarins et une efficacité moyenne (min., max.) de capture de la barrière. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année	Dates de début et de fin	Dates où la barrière ne fonctionnait pas à 100 %	Technique d'évaluation	Estimation jusqu'au	Année	Dénombrement à la barrière en proportion de l'estimation totale Unibermarins	Dénombrement à la barrière en proportion de l'estimation totale Pluribermarins
1972	18 août – 29 octobre	4-6 septembre, 8-9 octobre, 25-28 octobre
1973	10 juin – 5 novembre	5-11 juillet, 3-7 août
1975	28 juin – 29 octobre	21-22 octobre
1993	19 août – 12 octobre	.	Période de montaison par le passé	.	1993	0,09	0,28
1994	15 juillet – 15 octobre	.	Pêche à la senne; Marquage-recapture	25 octobre	1994	0,61	0,71
1995	12 juillet – 18 octobre	.	Période historique de montaison	.	1995	0,64	0,74
1996	13 juin – 18 octobre	9-10 juillet, 14-31 juillet	Pêche à la senne; Marquage-recapture	18 octobre	1996	0,51	0,65
1997	18 juin – 2 novembre	.	Dénombrement; pas d'emportement pas les eaux	1 ^{er} novembre	1997	1,00	1,00
1998	8 juin – 27 octobre	12-14 août, 2-5 octobre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	27 octobre	1998	0,37	0,48
1999	3 juin – 13 octobre	17-20 septembre, 23-28 septembre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	13 octobre	1999	0,46	0,31
2000	19 juin – 26 octobre	10-11 octobre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	26 octobre	2000	0,84	0,84
2001	21 juin – 1 ^{er} novembre	3-17 août ^a	Dénombrement; pas d'emportement par les eaux	1 ^{er} novembre	2001	1,00	1,00
2002	10 juin – 28 octobre	.	Dénombrement; pas d'emportement par les eaux	28 octobre	2002	1,00	1,00
2003	5 juin – 26 octobre	6-8 août, 15-17 octobre, 21-23 octobre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	15 octobre ^b	2003	0,63	0,75
2004	3 juin – 26 octobre	31 août – 2 septembre, 9-12 septembre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	26 octobre	2004	0,82	0,83
2005	9 juin – 7 octobre	18-19 juin, 30 août-2 septembre, 17-20 septembre, 27-28 septembre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	7 octobre	2005	0,58	0,59
2006	1 ^{er} juin – 20 octobre	4-5 juin, 9-26 juin, 5-6 juillet	Pêche à la senne; Marquage-recapture	20 octobre	2006	0,57	0,61
2007	30 mai – 30 octobre	13-14 octobre, 21 octobre ^c	Pêche à la senne; Marquage-recapture	30 octobre	2007	0,47	0,95
2008	30 mai – 22 octobre	29 juin – 4 juillet, 2-7 août, 9-14 août, 28 septembre – 10 octobre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	28 septembre ^d	2008	0,43	0,45
2009	29 mai – 4 octobre	12-15 juin, 20-23 juin, 29 juin – 1 ^{er} juillet, 4-6 juillet 25-26 juillet, 30-31 juillet, 8 août, 29 septembre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	4 octobre ^e	2009	0,67	0,63
2010	28 mai – 27 octobre	5-8 juin, 4 septembre, 1 ^{er} -3 octobre, 7-12 octobre, 16-19 octobre ^f	Pêche à la senne; Marquage-recapture	15 octobre	2010	0,42	0,74
2011	3 juin – 16 octobre	10-12 juin, 14 juin, 18-22 juin, 25-27 juin, 13 juillet, 22-23 juillet, 28 juillet, 31 juillet – 1 août, 23-24 août, 29 août – 19 septembre, 5 octobre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	16 octobre	2011	0,40	0,40
2012	1 ^{er} juin – 12 octobre	26 juin – 2 juillet, 30 septembre – 2 octobre, 7-8 octobre	Efficacité moyenne de la barrière	12 octobre	2012	0,56	0,62
2013	21 juin – 7 octobre	21-23 juin, 27 juillet – 13 août, 3-26 septembre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	9 octobre ^g	2013	0,32	0,32
2014	11 juin – 10 octobre	19 juin, 27 juin, 6-14 juillet, 17-18 juillet, 14-19 août	Pêche à la senne; Marquage-recapture	10 octobre	2014	0,30	0,29
2015	1 ^{er} juin – 30 septembre	10 juin, 22-23 juin, 11-12 septembre, 14-15 septembre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	30 septembre	2015	0,63	0,65

Année	Dates de début et de fin	Dates où la barrière ne fonctionnait pas à 100 %	Technique d'évaluation	Estimation jusqu'au	Année	Dénombrement à la barrière en proportion de l'estimation totale Unibermarins	Dénombrement à la barrière en proportion de l'estimation totale Pluribermarins
2016	2 juin – 17 octobre	8-10 juin, 11-14 juin, 2-3 juillet, 7-8 juillet, 15 août, 18 août, 23-24 août	Pêche à la senne; Marquage-recapture	17 octobre	2016	0,80	0,80
2017	1 ^{er} juin – 16 octobre	.	Pêche à la senne; Marquage-recapture	16 octobre	2017	0,39	0,38
2018	1 ^{er} juin – 18 octobre	18-20 août, 11-15 octobre, 17-18 octobre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	18 octobre	2018	1,00	1,00
2019	7 juin – 17 octobre	7-8 juillet, 13-14 juillet, 7-11 septembre, 24-30 septembre, 8-9 octobre	Pêche à la senne; Marquage-recapture	17 octobre	2019	0,51	0,62
années non utilisées dans les calculs	années non utilisées dans les calculs	années non utilisées dans les calculs	années non utilisées dans les calculs	années non utilisées dans les calculs	années non utilisées dans les calculs	années non utilisées dans les calculs	années non utilisées dans les calculs
-	-	-	-	-	Moyenne	0,56	0,62
-	-	-	-	-	Min.	0,30	0,29
-	-	-	-	-	Max.	1,00	1,00

(a) La barrière a été enlevée et la base de la structure a été surélevée de 45 cm.

(b) Seuls deux saumons unibermarins ont été comptés après le 15 octobre 2003.

(c) Quelques trous suffisamment grands pour permettre le passage d'un saumon unibermarin ont été découverts dans la barrière vers le 19 juillet 2007.

(d) Seuls quatre saumons unibermarins et un saumon pluribermarin ont été comptés après le 28 septembre 2008.

(e) Les pluies et les hautes eaux persistantes après le 4 octobre n'ont pas permis de poursuivre les activités. La barrière a été démantelée à partir du 13 octobre 2009.

(f) Quatre à cinq trous suffisamment grands pour qu'un saumon unibermarin puisse y passer ont été découverts dans la barrière après la pêche à la senne du 6 octobre 2010.

(g) L'enlèvement des panneaux de la barrière a commencé le 7 octobre; un saumon a été trouvé dans le piège le 9 octobre 2013 et a été inclus dans l'estimation de la population.

Tableau 9. Estimation des remontes, de l'échappée, de la ponte et du pourcentage de la ponte requise pour la conservation atteint pour la rivière Nashwaak, de 1993 à 2019.

Année	Remontes estimées Unibermarins	Remontes estimées Pluribermarins	Échappées Unibermarins	Échappées Pluribermarins	% de la valeur nécessaire Unibermarins	% de la valeur nécessaire Pluribermarins	Ponte totale Ponte	Ponte totale% ponte requise pour la conservation
1993	954	555	866	555	42 %	27 %	3 947 841	31 %
1994	661	388	610	349	30 %	17 %	3 264 340	26 %
1995	940	436	940	436	46 %	21 %	4 222 157	33 %
1996	1 829	657	1 804	641	88 %	31 %	6 202 877	48 %
1997	370	366	364	362	18 %	18 %	2 888 199	23 %
1998	1 259	315	1 238	309	61 %	15 %	3 917 071	31 %
1999	665	275	658	269	32 %	13 %	2 468 024	19 %
2000	509	192	489	189	24 %	9 %	1 886 981	15 %
2001	244	272	224	266	11 %	13 %	2 034 132	16 %
2002	343	79	320	69	16 %	3 %	725 198	6 %
2003	297	113	280	109	14 %	5 %	950 300	7 %
2004	590	207	569	201	28 %	10 %	2 116 130	17 %
2005	731	162	712	155	35 %	8 %	2 007 482	16 %
2006	716	195	681	186	33 %	9 %	2 044 636	16 %
2007	469	106	442	98	22 %	5 %	1 166 495	9 %
2008	1 237	173	1 217	168	60 %	8 %	2 931 693	23 %
2009	297	336	274	328	13 %	16 %	1 780 154	14 %
2010	2 016	197	2 008	195	98 %	10 %	3 942 271	31 %
2011	1 034	576	1 033	575	51 %	28 %	4 739 127	37 %
2012	29	61	29	61	1 %	3 %	322 084	3 %
2013	180	110	180	110	9 %	5 %	829 284	6 %
2014	163	48	162	48	8 %	2 %	470 544	4 %
2015	318	48	213	48	16 %	2 %	704 286	6 %
2016	398	76	398	76	20 %	4 %	927 897	7 %
2017	203	100	203	97	10 %	5 %	832 659	7 %
2018	89	31	89	31	4 %	2 %	276 336	2 %
2019	238	69	238	68	12 %	3 %	649 729	5 %

Tableau 10. Estimations de la dévalaison des smolts sauvages depuis l'amont du pont de Durham (et 2,5^e et 97,5^e centiles), de la production par unité de superficie de l'habitat (smolts/100 m²) et du taux de montaison du stade de smolts à celui de l'adulte pour la rivière Nashwaak de 1998 à 2019. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année	Estimation des smolts sauvages Modèle	Estimation des smolts sauvages 2,50 %	Estimation des smolts sauvages 97,50 %	Production par unité de surface (smolts par 100 m ²)	Taux de montaison (%) Unibermarins	Taux de montaison (%) Dibermarins
1998	22 750	17 900	32 850	0,43	2,91	0,67
1999	28 500	25 300	33 200	0,54	1,79	0,84
2000	15 800	13 400	19 700	0,3	1,53	0,28
2001	11 000	8 100	17 400	0,21	3,11	0,9
2002	15 000	12 300	19 000	0,28	1,91	1,26
2003	9 000	6 800	13 200	0,17	6,38	1,58
2004	13 600	10 060	20 800	0,26	5,13	1,28
2005	5 200	3 200	12 600	0,10	12,73	1,52
2006	25 400	21 950	30 100	0,48	1,81	0,62
2007	21 550	16 675	30 175	0,41	5,63	1,26
2008	7 300	5 500	11 200	0,14	3,86	2,05
2009	15 900	12 150	22 850	0,30	12,41	3,31
2010	12 500	9 940	16 740	0,24	7,86	0,35
2011	8 750	7 130	11 300	0,17	0,33	0,98
2012	11 060	8 030	17 745	0,21	1,63	0,29
2013	10 120	8 840	11 800	0,19	1,61	0,45
2014	11 100	8 150	17 200	0,21	2,86	0,60
2015	7 900	6 520	9 980	0,15	5,04	1,18
2016	7 150	5 575	9 925	0,13	2,84	0,41
2017*	Sans objet	Sans objet	Sans objet	Sans objet	Sans objet	Sans objet
2018*	Sans objet	Sans objet	Sans objet	Sans objet	Sans objet	Sans objet
2019	8 710	5 960	17 815	0,16	Sans objet	Sans objet

* On a tenté d'estimer le nombre de smolts, mais un débit élevé a empêché l'utilisation du piège rotatif pendant toute la période de dévalaison des smolts.

Tableau 11. Dates d'exploitation et prises de smolts au piège rotatif (emplacement de Three Brooks seulement), et données utilisées pour estimer les pré-smolts d'automne en dévalaison dans la rivière Tobique de 2001 à 2018. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Détails	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Exploitation
Date de début	24 sept.	2 oct.	29 sept.	24 sept.	29 sept.	25 sept.	1 ^{er} oct.	1 ^{er} oct.	29 sept.	28 sept.	4 oct.	1 ^{er} oct.	2 oct.	7 oct.	7 oct.	3 oct.	2 oct.	10 oct.
Date de fin	13 nov.	16 nov.	9 nov.	14 nov.	21 nov.	1 ^{er} déc.	12 nov.	16 nov.	1 ^{er} déc.	19 nov.	21 nov.	27 nov.	20 nov.	14 nov.	24 nov.	23 nov.	11 nov.	11 nov.
Jours de pêche perdus	0	8	9	3	5	6	4	4	1	2	7	7	0	1	0	1	4	4
Nombre de pièges rotatifs exploités	2	2	2	2	2	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Efficacité estimée	12,0 %	8,3 %	9,7 %	7,4 %	16,8 %	12,7 %	8,0 %	10,2 %	12,1 %	10,1 %	8,3 %	12,1 %	6,0 %	16,3 %
Prises
Pré-smolts (sauvages)	1 317	1 453	566	222	338	944	675	1 251	1 379	1 025	1 927	1 218	1 997	900	388	993	435	1 064
Pré-smolts (écloserie)	64	101	34	26	47	638	99	102	133	223	171	68	165	79	42	77	64	190
Tacons (sauvages)	233	255	222	62	77	300	138	202	489	252	181	362	421	107	169	181	60	158
Tacons (écloserie)	11	6	1	9	7	38	13	5	360	26	10	13	12	0	4	12	3	18
Alevins	957	941	76	86	130	168	291	20	188	1 056	36	140	46	11	5	61	94	6
Estimation de la population
Pré-smolts (sauvages)
Marqués	1 496	558	21	386	505	310	565	331	416	139	110	260	132	323
Recapturés	189	68	24	32	85	41	52	36	60	15	11	32	11	51
Prises	1 319	1 510	774	1 353	1 512	1 248	2 098	1 286	2 162	979	430	1 070	499	1 254
Estimation	10 400^a	5 740^b	9 760^b	7 050^b	18 500^b	11 560^c	6 920^c	16 770^c	8 190^c	8 075^c	24 180^c	11 930^c	16 506^c	8 880^c	4 692^c	8 217^c	7 079^c	6 524^c
2,5 ^e centile	9 200	9 389	5 107	12 624	6 905	6 521	19 220	9 042	13 306	5 957	3 032	6 318	4 516	5 396
97,5 ^e centile	12 000	15 033	10 650	24 479	10 021	10 508	32 102	17 374	21 494	16 768	9 853	11 669	15 133	8 249
Pré-smolts (écloserie)
Marqués	98	558	85	86	119	196	150	22	113	9	35	71	47	168
Recapturés	3	68	6	3	20	23	6	-	4	0	1	8	0	29
Prises	63	1 510	774	1 353	1 512	1 248	2 098	1 286	165	979	430	1 070	499	1 254
Estimation	2 100^a	1 290^b	904^b	1 550^b	3 700^b	7 480^c	1 020^c	1 350^c	790^c	1 800^c	2 145^c	670^c	1 364^c	780^c	508^c	637^c	1 041^c	1 165^c
2,5 ^e centile	1 100	6 076	753	1 016	666	1 454	1 705	508	1 099	523	328	490	664	963
97,5 ^e centile	14 100	9 727	1 570	1 971	967	2 342	2 848	976	1 776	1 472	1 067	905	2 227	1 473
Pré-smolts (sauvages et écloserie)
Estimations totales	19 040	7 940	18 120	8 990	9 875	26 325	12 600	17 870	9 660	5 200	8 854	8 120	7 689
2,5 ^e centile	15 465	5 860	13 640	7 580	7 975	20 925	9 550	14 405	6 480	3 360	6 808	5 180	6 359
97,5 ^e centile	24 760	12 220	26 450	11 000	2 850	34 950	18 350	23 270	18 240	10 920	12 574	17 360	9 722

(a) Estimations des pré-smolts sauvages et d'écloserie calculées séparément à l'aide des données de marquage-recapture, par origine.

(b) Les estimations des pré-smolts sont calculées à partir du rapport entre les pré-smolts d'automne en 2001, 2006 et les smolts de printemps en 2002, 2007.

(c) Données sur les poissons sauvages et d'écloserie (marquage, recapture, prise) combinées et proportion des prises utilisée pour diviser l'estimation entre les poissons sauvages et d'écloserie.

Tableau 12. Dates d'exploitation et prises de smolts au piège rotatif (emplacement de Three Brooks seulement), et données utilisées pour estimer les smolts en dévalaison dans la rivière Tobique de 2001 à 2019. Le point (.) correspond à l'absence de données. Il n'y a pas eu de suivi des smolts au printemps de 2013 à 2015.

Détails	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Exploitation
Date de début	4 mai	24 avril	7 mai	23 avril	4 mai	25 avril	29 avril	5 mai	4 mai	14 avril	2 mai	26 avril	.	.	.	27 avril	12 mai	15 mai	1 mai
Date de fin	28 mai	5 juin	28 mai	9 juin	8 juin	30 mai	30 mai	2 juin	3 juin	25 mai	9 juin	23 mai	.	.	.	31 mai	31 mai	8 juin	5 juin
Jours de pêche perdus	0	0	0	0	1	5	4	5	0	0	0	0	.	.	.	2	0	0	0
Nombre de pièges rotatifs exploités	2	3	2	2	1	2	2	2	3	4	4	4	.	.	.	3	4	4	4
Efficacité estimée – alevins non vésiculés sauvages/d'écloserie recyclés	7,4 %	5,2 %	4,3 %	6,2 %	1,6 %	6,6 %	6,4 %	1,8 %	7,6 %	8,7 %	4,8 %	5,3 %	.	.	.	2,2 %	0,0 %	0,0 %	12,3 %
Efficacité estimée – étiquette de l'écloserie	.	4,1 %	1,4 %	.	1,1 %	3,1 %	1,6 %	1 %	0,4 %	7,0 %	3,4 %	2 %	2,5 %	0,7 %	.
Prises
Smolts (sauvages)	176	318	119	291	63	591	303	40	74	410	61	89	.	.	.	84	31	19	128
Smolts (écloserie)	86	176	50	49	25	214	289	36	98	538	31	34	.	.	.	92	3	7	47
Estimation de la population
Smolts sauvages/écloserie
Marqués	149	422	139	275	62	784	575	55	132	762	62	76	.	.	.	92	3	6	57
Recapturés	11	22	6	17	1	52	37	1	10	66	3	4	.	.	.	2	0	0	7
Prises	262	494	169	340	88	805	592	76	172	948	92	123	.	.	.	176	34	26	175
Étiquettes (d'écloserie) de smolts
Marqués	.	2 357	1 483	.	1 400	991	1 996	1 969	1 988	1 836	996	1 949	200	448	.
Recapturés	.	97	21	.	15	31	32	20	8	129	34	39	5	3	.
Prises	.	494	169	.	88	805	592	76	172	948	92	123	34	26	.
Smolts (sauvages et écloserie)
Estimations totales	3 560	9 500	3 900	5 500	4 750	12 140	9 210	3 400	6 740	10 960	2 700	6 140	.	.	.	8 200	1 360	3 850	1 426
2,5 ^e centile	2 280	6 770	2 250	3 785	3 640	9 520	7 040	2 910	5 520	8 880	1 000	4 940	.	.	.	3 800	800	2 050	852
97,5 ^e centile	7 960	15 870	12 755	9 875	7 120	16 200	13 270	4 330	8 840	14 240	12 400	8 400	.	.	.	101 000	4 900	24 650	3 904

Tableau 13. Résumé des déclin des remontes et des échappées de saumons atlantiques adultes pour trois populations et l'UD 16 à partir d'un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés. Les écarts-types (ET) et les intervalles de confiance à 95 % (IC) sont indiqués. Quinze ans correspondent à trois générations. Une valeur négative pour le taux de déclin indique une augmentation de la taille de la population. Les ajustements du modèle sont présentés dans les figures 24 à 27.

Population	Période	Nombre d'années	Pente	ET	Modèle log-linéaire Déclin sur 1 an Taux (%)	Modèle log-linéaire Déclin sur 1 an IC à 95 %	Modèle log-linéaire Déclin sur 1 an IC à 95 %	Déclin sur 15 ans Déclin sur 15 ans Taux (%)	Déclin sur 15 ans Déclin sur 15 ans IC à 95 %	Déclin sur 15 ans Déclin sur 15 ans IC à 95 %
Remontes d'unibermarins Mactaquac	2004 – 2019		-0,11	0,04	10,17	2,27	17,44	80,00	29,16	94,36
Remontes de pluribermarins Mactaquac	2004 – 2019	15	-0,11	0,03	10,63	5,11	15,84	81,47	54,44	92,48
Remontes totales Mactaquac	2004 – 2019	15	-0,11	0,03	10,21	3,88	16,13	80,12	44,77	92,85
Échappée totale Mactaquac	2004 – 2019	15	-0,10	0,03	9,25	3,57	14,61	76,70	42,07	90,64
Remontes d'unibermarins Nashwaak	2004 – 2019	15	-0,12	0,05	11,06	1,78	19,45	82,76	23,66	96,10
Remontes de pluribermarins Nashwaak	2004 – 2019	15	-0,10	0,03	9,91	3,80	15,64	79,11	44,10	92,20
Remontes totales Nashwaak	2004 – 2019	15	-0,12	0,04	10,85	3,52	17,64	82,16	41,58	94,56
Échappée totale Nashwaak	2004 – 2019	15	-0,12	0,04	11,02	4,48	17,12	82,66	49,75	94,02
Remontes totales Magaguadavic	2004 – 2019	15	-0,10	0,05	9,32	-1,00	18,48	76,94	-13,71	95,33
Unibermarins UD 16	2004 – 2019	15	-0,11	0,05	10,56	1,94	18,43	81,25	25,45	95,29
Pluribermarins UD 16	2004 – 2019	15	-0,11	0,03	10,00	4,28	15,38	79,42	48,14	91,84
Total UD 16	2004 – 2019	15	-0,11	0,04	10,49	3,69	16,80	81,02	43,15	93,67

Tableau 14. Remontes totales de saumons atlantiques unibermarins et pluribermarins dans les rivières de l'UD 16 (population de l'extérieur de la baie de Fundy) de 1993 à 2019. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année	Remontes d'unibermarins Rivière Nashwaak	Remontes d'unibermarins Rivière Saint-Jean Aval	Remontes d'unibermarins Rivière Saint-Jean Amont	Remontes d'unibermarins Rivière Magaguadavic	Remontes d'unibermarins Rivière Sainte-Croix	Remontes d'unibermarins Rivières Magaguadavic + Sainte-Croix	Remontes d'unibermarins Autres rivières de Fundy	Remontes de pluribermarins Rivière Nashwaak	Remontes de pluribermarins Rivière Saint-Jean Aval	Remontes de pluribermarins Rivière Saint-Jean Amont	Remontes de pluribermarins Rivière Magaguadavic	Remontes de pluribermarins Rivière Sainte-Croix	Remontes de pluribermarins Rivières Magaguadavic + Sainte-Croix	Remontes de pluribermarins Autres rivières de Fundy	Remontes de pluribermarins Rivière Saint-Jean Amont	TOTAL individus matures (unibermarins + pluribermarins)
1993	954	4 317	4 369	112	8	120	157	8 843	555	2 511	3 383	125	96	221	289	6 183
1994	661	2 991	3 534	69	47	116	152	6 677	388	1 756	2 347	61	37	98	128	4 231
1995	940	4 253	5 079	49	14	63	82	9 415	436	1 973	2 253	30	33	63	82	4 308
1996	1 829	8 276	6 723	48	23	71	93	15 092	657	2 973	3 311	21	109	130	170	6 454
1997	370	1 674	3 255	35	33	68	89	5 018	366	1 656	1 971	24	10	34	44	3 672
1998	1 250	5 656	4 982	28	32	60	78	10 717	315	1 425	967	3	9	12	16	2 408
1999	665	3 009	3 257	19	8	27	35	6 301	275	1 244	1 804	5	5	10	13	3 061
2000	510	2 308	3 068	13	15	28	37	5 412	190	860	544	1	5	6	8	1 412
2001	244	1 104	1 700	8	13	21	27	2 832	272	1 231	1 206	9	7	16	21	2 458
2002	343	1 552	2 358	7	14	21	27	3 937	79	357	376	0	6	6	8	741
2003	297	1 344	1 302	3	13	16	21	2 667	113	511	751	3	2	5	7	1 269
2004	590	2 670	1 487	2	6	8	10	4 167	207	937	712	0	4	4	5	1 654
2005	731	3 308	1 159	9	2	11	14	4 481	162	733	350	0	4	4	5	1 088
2006	716	3 240	1 333	23	2	25	33	4 605	195	882	347	4	2	6	8	1 237
2007	469	2 122	903	4	S.O.	4	20	3 045	106	480	336	0	.	0	0	816
2008	1 237	5 597	1 801	4	S.O.	4	20	7 418	173	783	281	0	.	0	0	1 064
2009	297	1 344	613	3	S.O.	3	15	1 972	336	1 520	558	3	.	3	15	2 094
2010	2 016	9 122	2 394	12	S.O.	12	61	11 577	197	891	460	0	.	0	0	1 351
2011	1 034	4 679	1 019	8	S.O.	8	40	5 738	576	2 606	678	11	.	11	56	3 340
2012	29	131	81	0	S.O.	0	0	212	61	276	132	1	.	1	5	413
2013	180	814	294	3	S.O.	3	15	1 124	110	498	136	3	.	3	15	649
2014	163	738	134	10	S.O.	10	51	922	48	217	70	3	.	3	15	302
2015	318	1 439	617	5	S.O.	5	25	2 081	48	217	97	4	.	4	20	334
2016	398	1 801	509	2	S.O.	2	10	2 320	76	344	197	0	.	0	0	541
2017	203	919	326	0	S.O.	0	0	1 245	100	452	184	0	.	0	0	636
2018	89	403	451	0	S.O.	0	0	854	31	140	65	1	.	1	5	210
2019	238	1 077	507	0	S.O.	0	0	1 584	69	312	202	2	.	2	10	524

Remarque 1 : La partie évaluée de la rivière Nashwaak représente 0,221 (0,245*0,9) de l'habitat en aval (tableau 1; Marshall *et al.* 2014). Les remontes de la rivière Nashwaak sont incluses dans les totaux de la rivière Saint-Jean en aval.

Remarque 2 : Les rivières Magaguadavic et Sainte-Croix représentent 0,765 de l'habitat fluvial du complexe de la partie extérieure de la baie de Fundy (tableau 1; Marshall *et al.* 2014). Les remontes dans les rivières Sainte-Croix et de Magaguadavic sont incluses dans les totaux des autres rivières de Fundy pour les années 1993 à 2006.

Remarque 3 : La rivière Magaguadavic représente 0,198 de l'habitat fluvial du complexe de la partie extérieure de la baie de Fundy (tableau 1; Marshall *et al.* 2014). Les remontes dans la rivière Magaguadavic sont incluses dans les totaux des autres rivières de Fundy pour les années 2007 à 2019.

Tableau 15. Moyennes annuelles (calculées à l'aide du modèle linéaire généralisé) des densités des alevins (âge 0) et des tacons d'âge 1, d'âge 2 et plus âgés (nombre par 100 m²) dans la rivière Tobique, en amont du barrage de Mactaquac, estimées lors des relevés par pêche à l'électricité menés entre 1970 et 2019. Aucun relevé en 1980, 1987, 1990 et 1991. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année	N°	Densité des poissons d'âge 0	Densité des poissons d'âge 1	Densité des poissons d'âge 2
		Moyenne (moindres carrés)	Moyenne (moindres carrés)	Moyenne (moindres carrés)
1970	12	10,93	0,14	1,11
1971	12	15,67	3,13	4,43
1972	10	15,51	0,86	2,51
1973	12	54,53	0,78	8,56
1974	12	15,40	4,45	2,60
1975	12	49,42	10,98	3,53
1976	12	89,68	8,34	6,14
1977	12	44,75	13,58	2,37
1978	12	69,48	9,39	3,39
1979	7	38,73	26,37	9,08
1980	0	.	.	.
1981	8	87,73	12,61	3,54
1982	12	44,90	16,88	0,94
1983	12	16,54	7,54	1,60
1984	11	28,99	4,65	1,50
1985	11	58,87	6,85	2,52
1986	11	21,47	15,60	1,66
1987	0	.	.	.
1988	4	94,57	6,53	1,55
1989	4	32,57	11,93	1,58
1990	0	.	.	.
1991	0	.	.	.
1992	7	12,09	7,04	2,03
1993	5	36,12	10,50	3,24
1994	4	27,69	6,93	1,21
1995	5	38,36	10,38	3,72
1996	12	6,08	4,98	1,51
1997	12	12,13	4,67	1,38
1998	12	10,93	8,25	0,94
1999	12	9,67	5,60	1,48
2000	12	13,27	3,79	0,61
2001	12	8,42	6,57	0,74
2002	12	4,61	2,98	0,39
2003	12	0,70	5,93	0,58
2004	12	5,90	2,28	0,84
2005	12	6,92	5,26	0,47
2006	12	3,99	3,73	0,23
2007	12	8,87	4,08	0,43
2008	12	1,91	2,76	0,43
2009	11	1,71	1,79	0,60
2010	12	12,81	1,90	0,63
2011	12	2,83	4,76	0,95
2012	12	4,90	5,54	1,21
2013	11	6,54	2,09	0,49
2014	12	1,98	4,02	0,72
2015	12	2,60	1,52	1,08
2016	11	3,30	1,59	1,13
2017	12	4,83	2,51	1,19
2018	12	3,78	2,68	0,89
2019	12	0,16	2,54	0,52

Tableau 16. Moyennes annuelles (calculées à l'aide du modèle linéaire généralisé) des densités des alevins (âge 0) et des tacons d'âge 1, d'âge 2 et plus âgés (nombre par 100 m²) dans la rivière Nashwaak, en aval du barrage de Mactaquac, estimées lors des relevés par pêche à l'électricité menés entre 1970 et 2019. Il n'y a pas eu de relevé en 1980. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année	N°	Densité des poissons d'âge 0 Moyenne (moindres carrés)	Densité des poissons d'âge 1 Moyenne (moindres carrés)	Densité des poissons d'âge 2 Moyenne (moindres carrés)
1970	3	22,33	3,76	7,41
1971	7	58,43	7,43	7,86
1972	7	28,11	2,49	15,83
1973	7	32,69	0,13	12,39
1974	7	68,94	2,29	9,14
1975	7	63,21	15,10	11,81
1976	7	42,14	10,91	2,91
1977	7	28,59	12,37	2,63
1978	7	55,46	7,73	3,71
1979	5	65,60	15,87	4,79
1980	0	.	.	.
1981	6	59,64	15,36	4,51
1982	7	41,87	10,50	3,23
1983	7	22,89	6,97	2,87
1984	7	38,43	5,61	1,73
1985	7	40,34	6,27	2,49
1986	7	42,13	7,89	2,19
1987	7	59,61	11,21	0,79
1988	7	52,27	9,47	0,69
1989	7	47,67	9,04	1,63
1990	7	38,24	9,14	0,86
1991	7	32,57	8,97	1,11
1992	7	29,06	13,84	0,79
1993	7	14,03	6,49	1,39
1994	7	4,61	3,07	0,64
1995	7	11,60	8,09	1,51
1996	7	9,83	3,91	0,69
1997	7	15,19	5,39	0,83
1998	7	3,36	4,30	0,70
1999	7	8,66	4,10	1,34
2000	7	14,89	4,63	0,13
2001	7	12,14	11,09	1,47
2002	7	17,63	6,17	1,33
2003	7	4,13	4,70	0,71
2004	7	4,19	2,36	0,50
2005	7	6,13	4,64	0,50
2006	6	5,03	3,40	0,51
2007	7	4,74	3,44	0,49
2008	7	5,01	5,27	0,94
2009	7	5,23	3,13	0,70
2010	7	14,53	4,93	0,81
2011	6	1,80	3,91	0,07
2012	7	12,93	2,53	1,49
2013	6	1,26	7,04	0,63
2014	7	4,04	2,54	1,21
2015	7	1,16	1,45	1,10
2016	7	2,81	0,41	0,70
2017	7	4,03	1,97	1,03
2018	7	1,21	3,60	0,25
2019	7	1,00	1,71	0,67

FIGURES

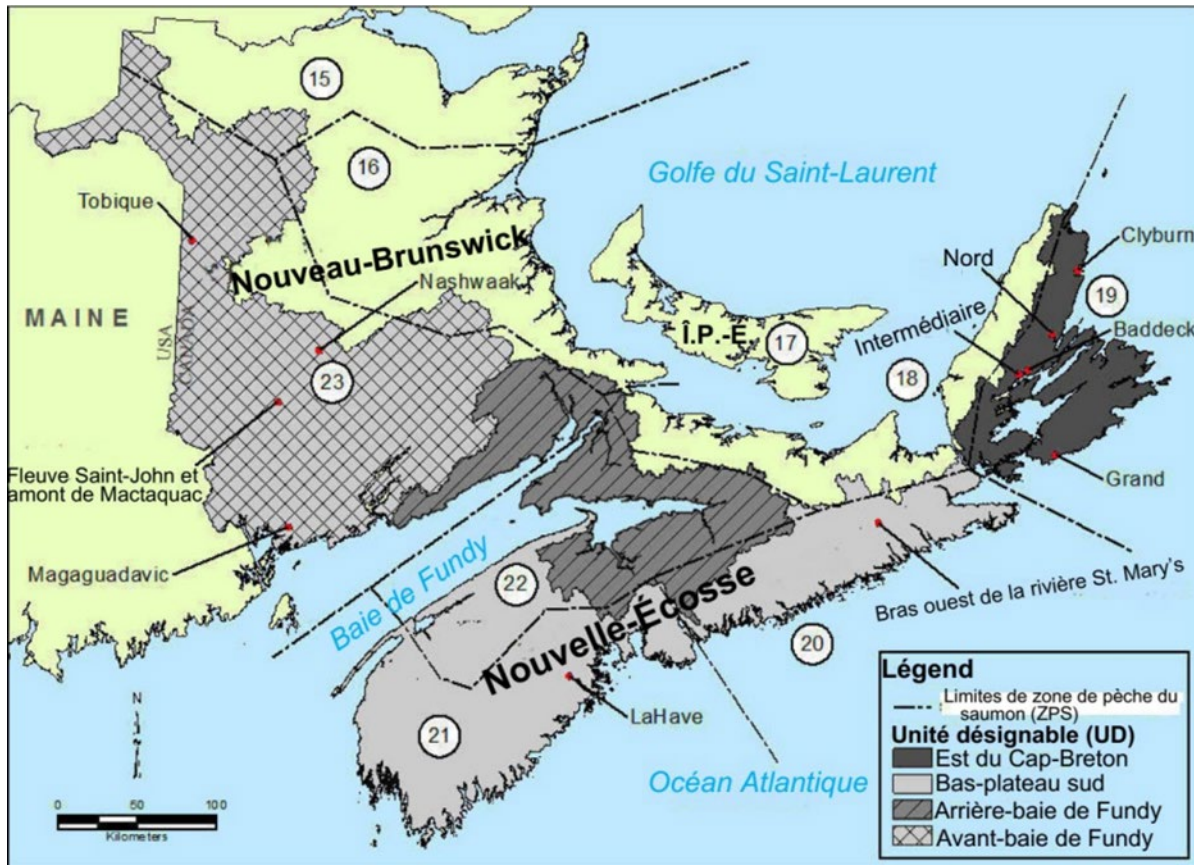


Figure 1. Carte illustrant l'emplacement des rivières à saumons atlantiques où se sont concentrées les activités de suivi, des zones de pêche du saumon (ZPS) et des unités désignables (UD) du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) mentionnées dans la présente mise à jour. Les numéros de ZPS sont donnés à l'intérieur des cercles blancs. Source de données : Les unités désignables mentionnées sont dérivées de la couche des bassins versants secondaires de la Nouvelle-Écosse (ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse) et de la couche des bassins versants de niveau 1 du Nouveau-Brunswick (ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick).

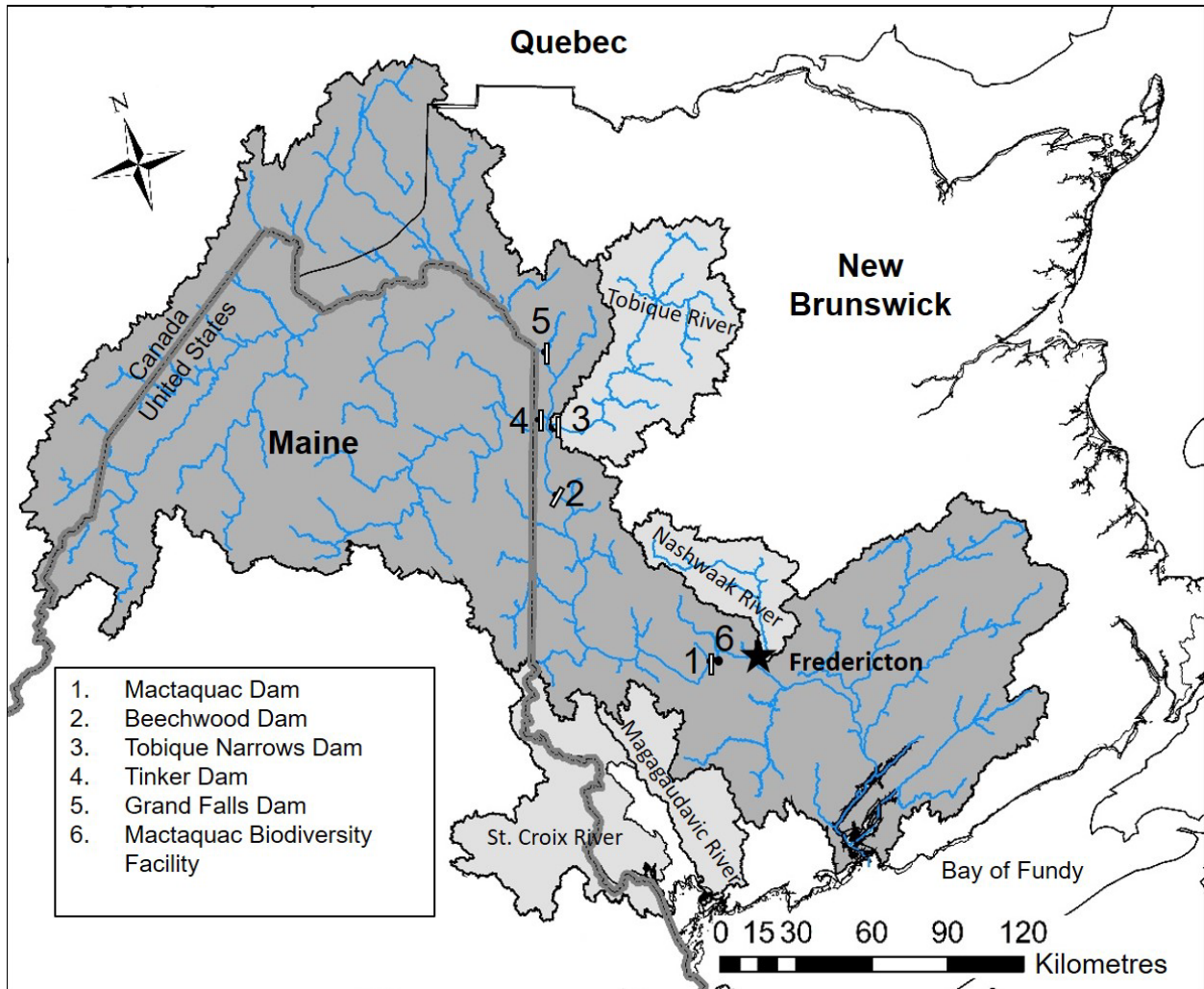


Figure 2. Carte des bassins versants des rivières Magaguadavic, Sainte-Croix et Saint-Jean, y compris les rivières Tobique et Nashwaak, et emplacement de cinq grands barrages hydroélectriques sur la rivière Saint-Jean et du Centre de biodiversité de Mactaquac du MPO.

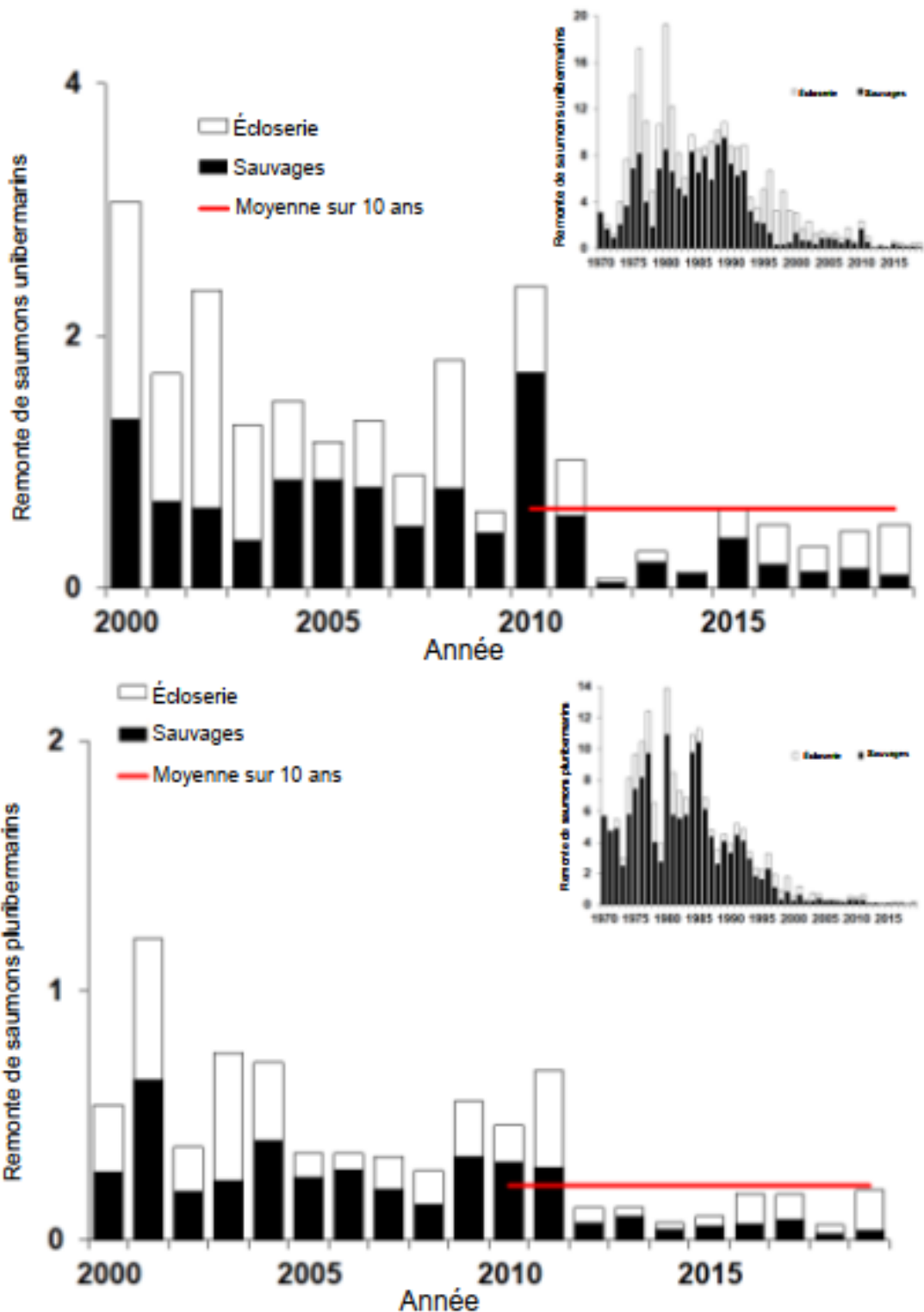


Figure 3. Estimation des remontes de saumons sauvages et d'écloserie unibermarins et pluribermarins vers l'amont du barrage de Mactaquac, dans la rivière Saint-Jean, de 1970 à 2019. Les remontes d'unibermarins (depuis 2008) et de pluribermarins (depuis 2009) « sauvages » sont la descendance de reproducteurs anadromes et élevés en captivité (les lâchers ont commencé en 2004).

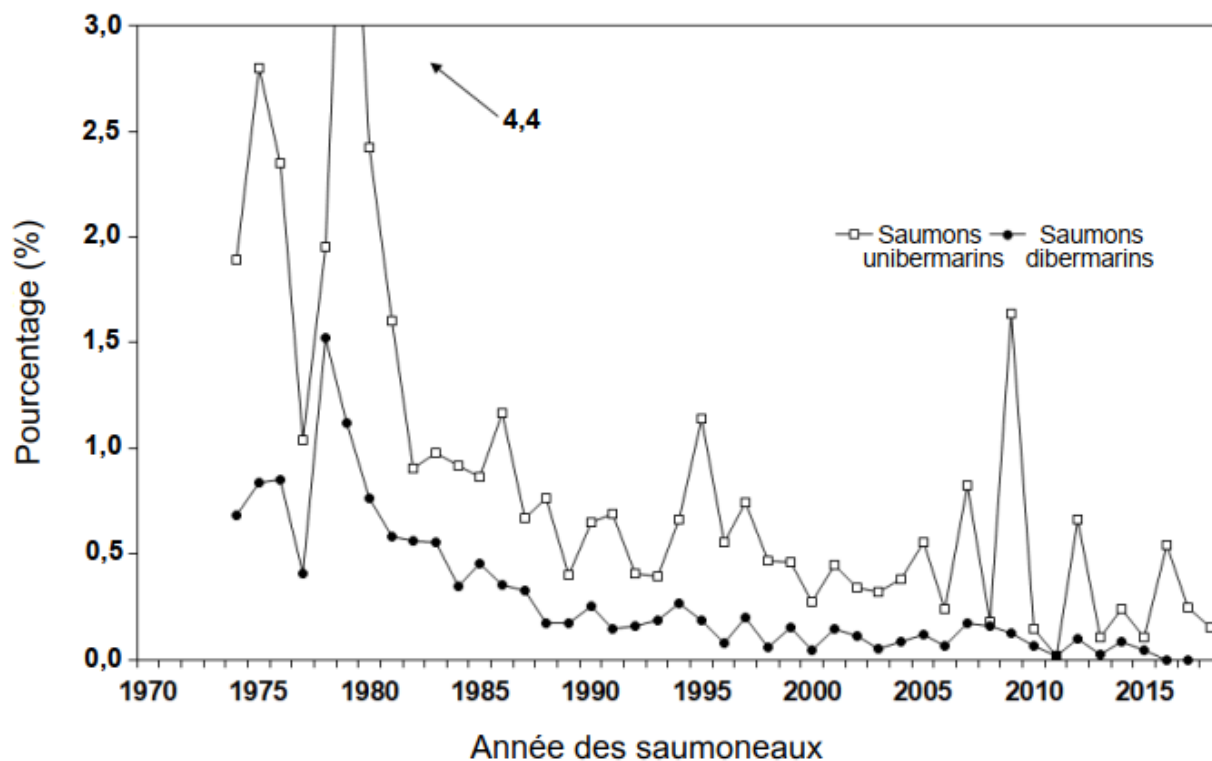


Figure 4. Taux de montaison du stade de smolt élevé en éclosion à celui de saumon vierge unibermarin et dibermarin au barrage de Mactaquac sur la rivière Saint-Jean, par année des smolts, de 1974 à 2018. Depuis 2006 (sauf en 2008), tous les smolts d'éclosion relâchés descendaient du stock de reproducteurs captifs provenant de la rivière Tobique.

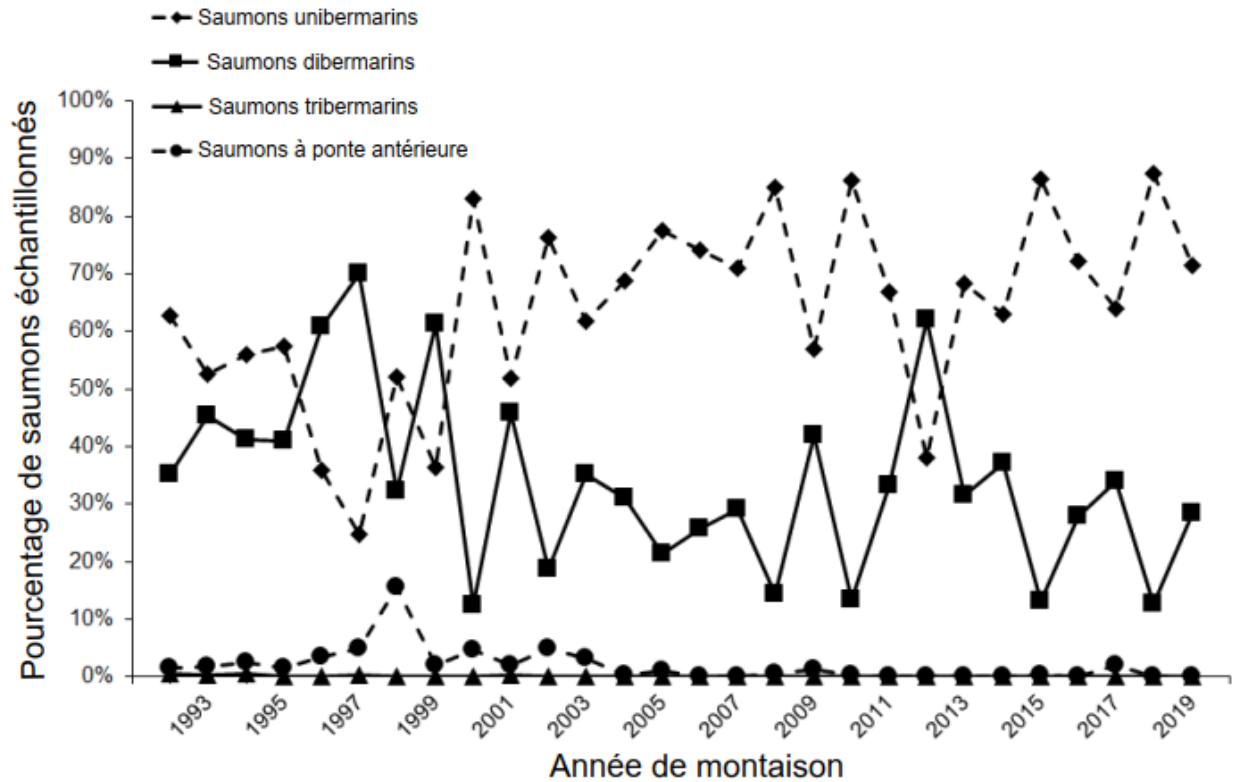


Figure 5. Pourcentages de saumons atlantiques sauvages vierges unibermarins, dibermarins, tribermarins et à fraies répétées dans les remontes totales au barrage de Mactaquac, de 1992 à 2019.

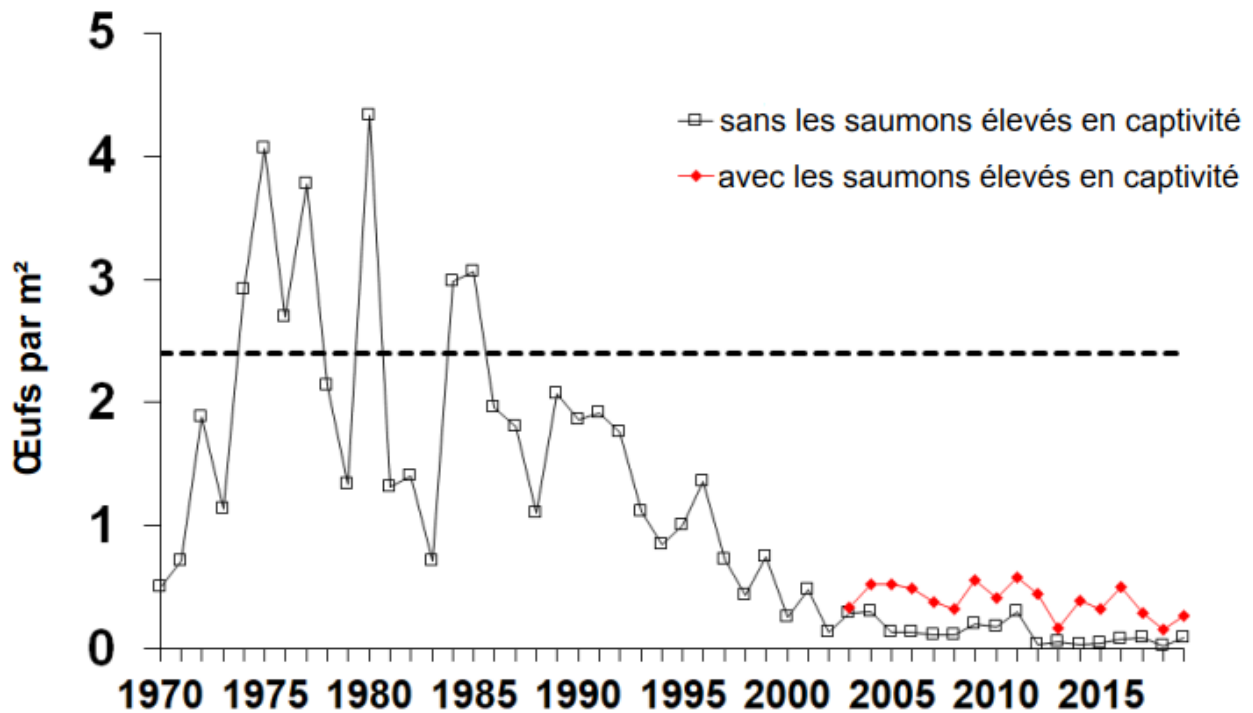


Figure 6. Estimation de la ponte en amont du barrage de Mactaquac dans la rivière Saint-Jean, de 1970 à 2019.



Figure 7. Carte de la rivière Nashwaak, indiquant le site de la barrière de dénombrement des adultes (rectangle), le site du piège rotatif (triangle), la barrière à smolts (rectangle), les fosses de retenue pêches à la senne lors des activités de recapture des adultes (cercles) et les sites de pêche à l'électricité (nombres).

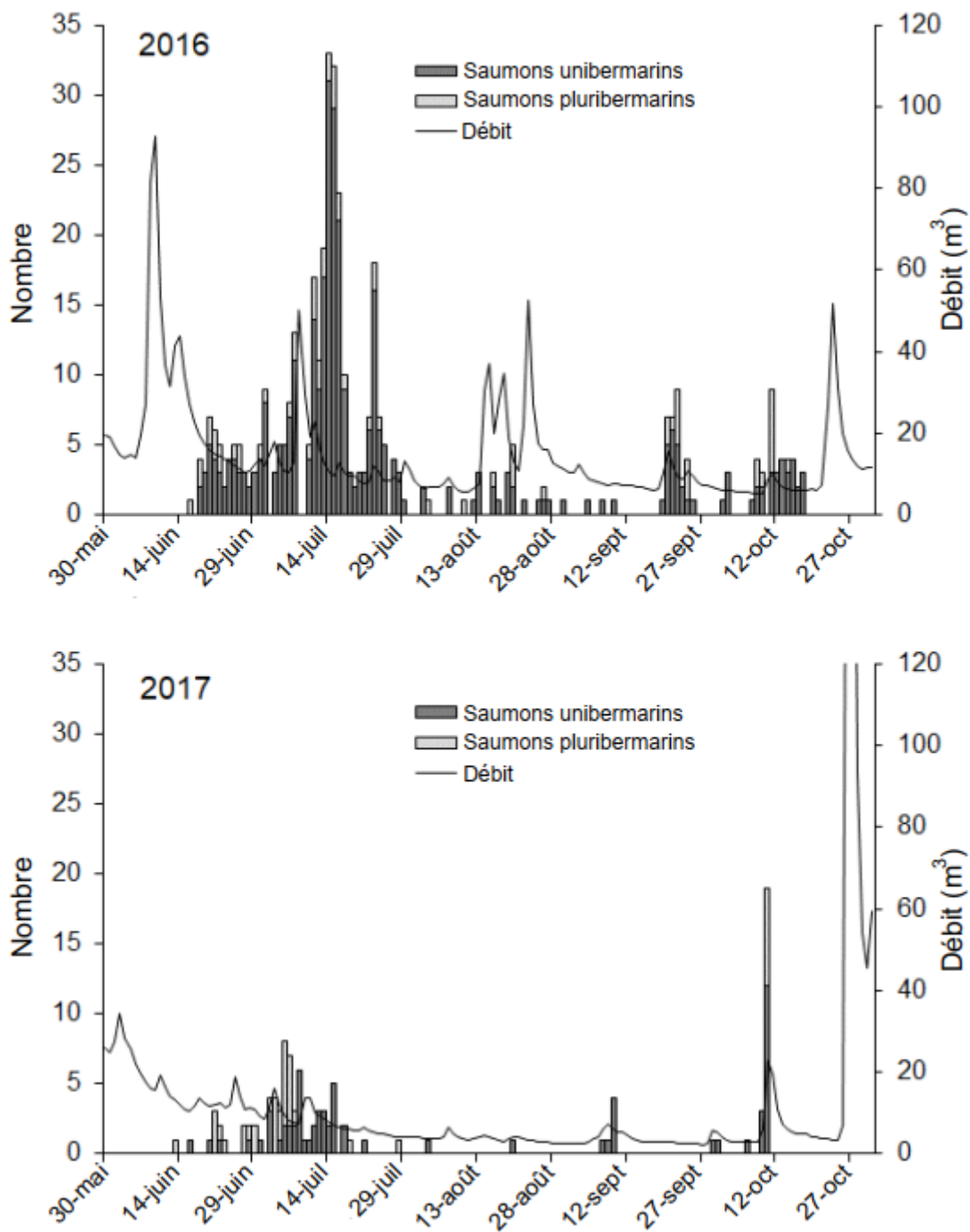


Figure 8. Débit quotidien moyen (m^3/sec) au pont de Durham et nombres ajustés à la barrière des saumons atlantiques unibermarins et pluribermarins dans la rivière Nashwaak, en 2016 et 2017.

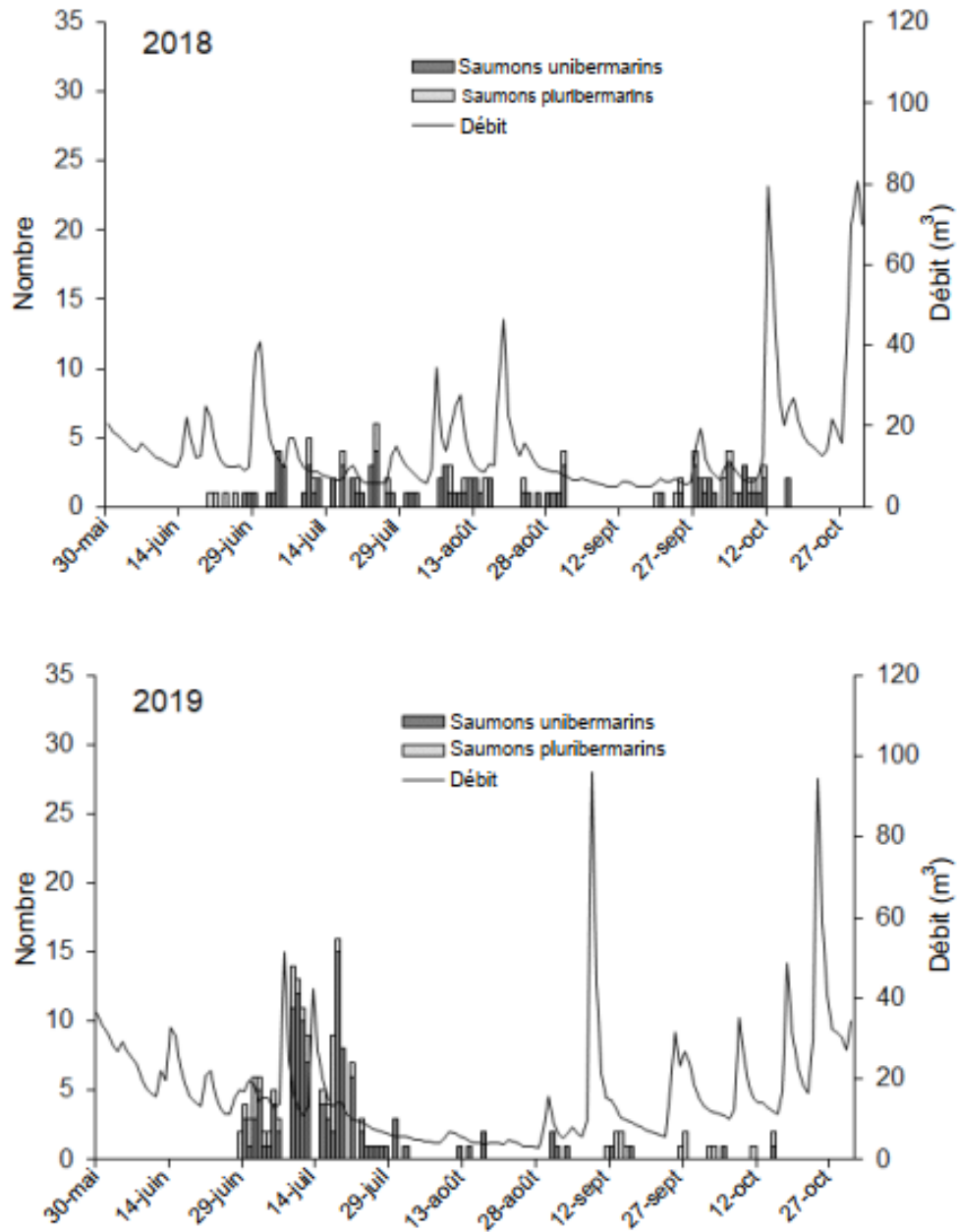


Figure 9. Débit quotidien moyen (m^3/sec) au pont de Durham et nombres ajustés à la barrière des saumons atlantiques unibermarins et pluribermarins dans la rivière Nashwaak, en 2018 et 2019.

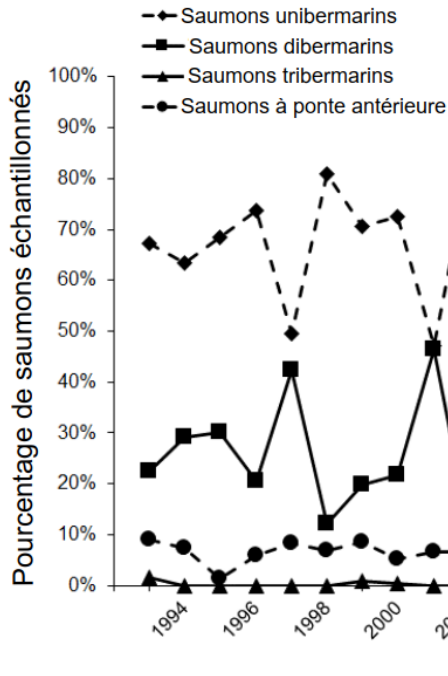


Figure 10. Pourcentages de saumons atlantiques sauvages vierges unibermarins, dibermarins, tribermarins et à fraies répétées dans les remontes totales dans la rivière Nashwaak, de 1993 à 2019.

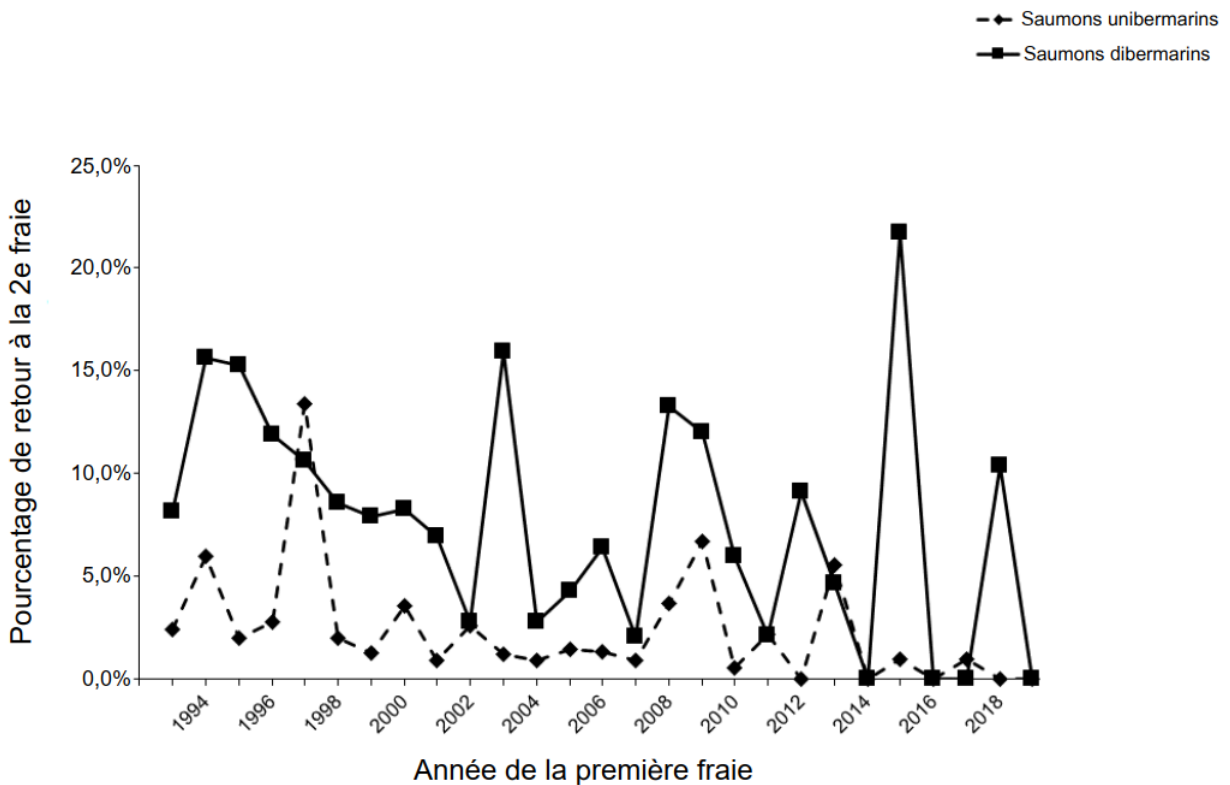


Figure 11. Pourcentage de saumons atlantiques vierges unibermarins et pluribermarins qui survivent pour fraier en tant que reproducteurs à fraies répétées pendant les années consécutives (un an plus tard) ou une année sur deux (deux ans plus tard) dans la rivière Nashwaak, de 1993 à 2019.

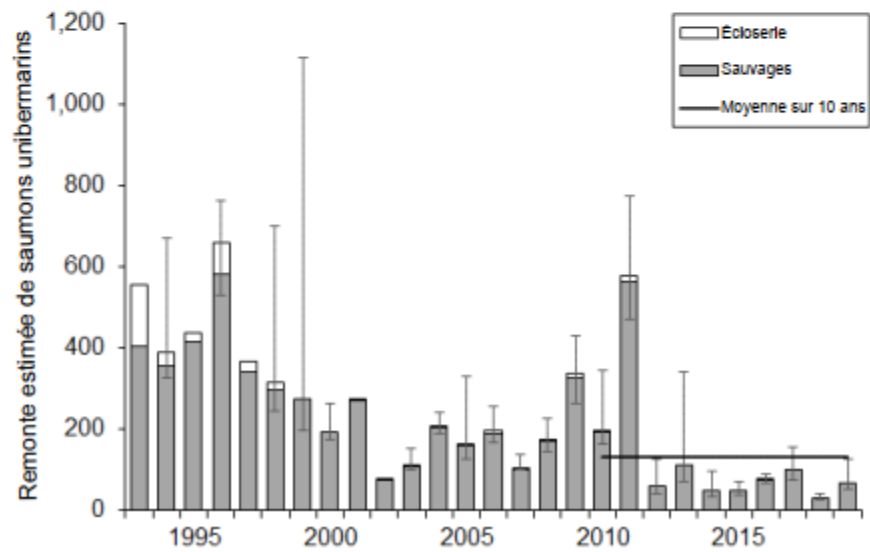
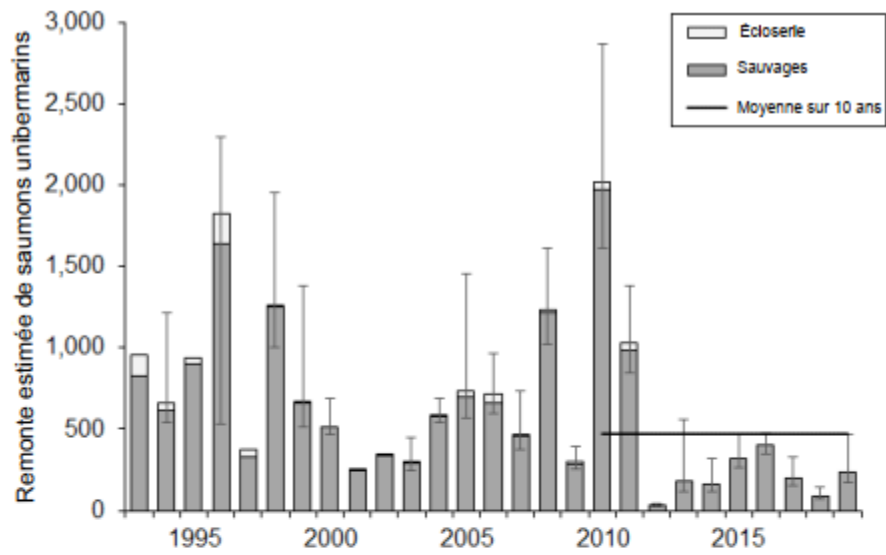


Figure 12. Estimation des remontes de saumons sauvages et d'écloserie unibermarins et pluribermarins (et 2,5^e et 97,5^e centiles) dans la rivière Nashwaak, de 1993 à 2019.

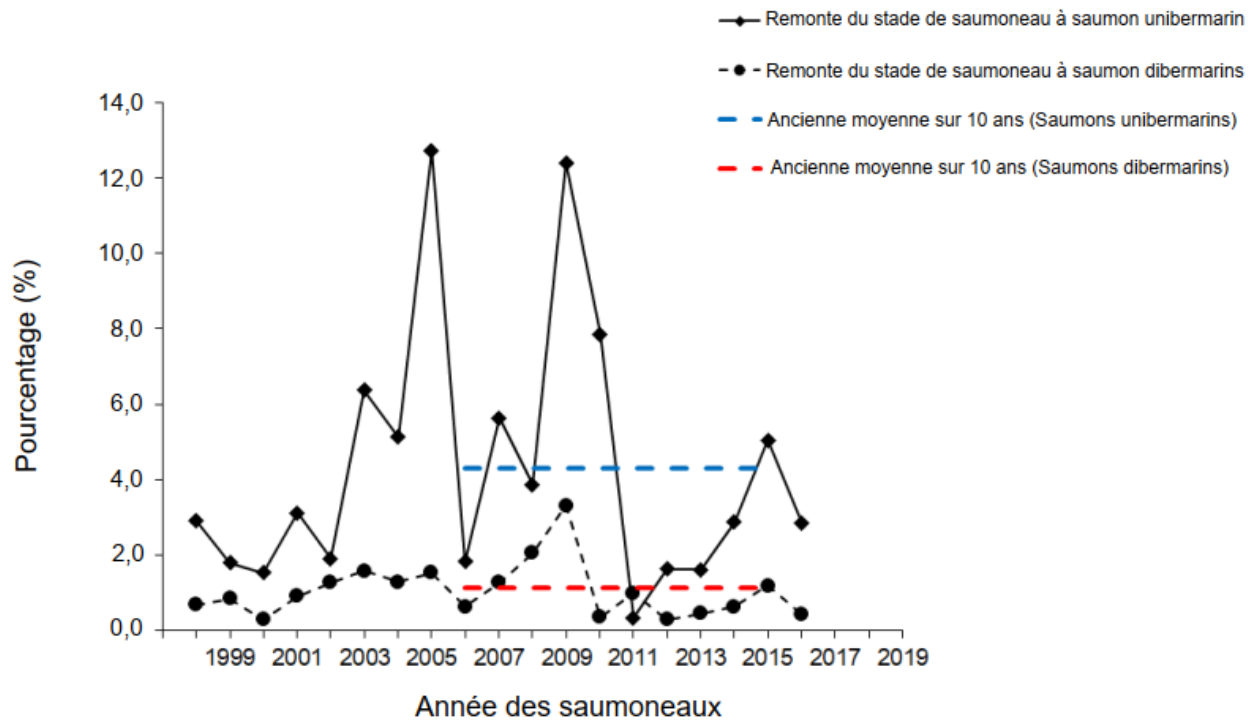


Figure 13. Estimation des taux de montaison du stade de smolt à celui d'adulte pour les saumons unibermarins et les saumons vierges dibermarins dans la rivière Nashwaak (en amont du pont de Durham), de 1998 à 2019.

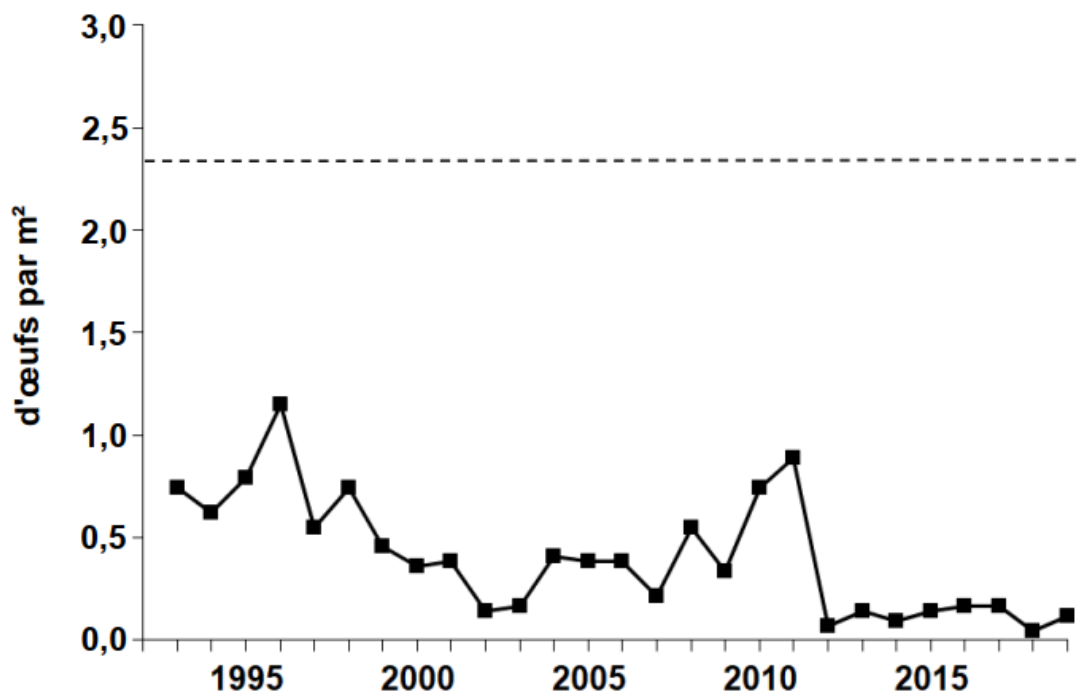


Figure 14. Estimation de la ponte d'œufs par m² en amont de la barrière de dénombrement en activité juste en aval du pont de Durham, dans la rivière Nashwaak, de 1993 à 2019. La ligne horizontale tiretée est la ponte requise pour la conservation (2,4 œufs par m²).

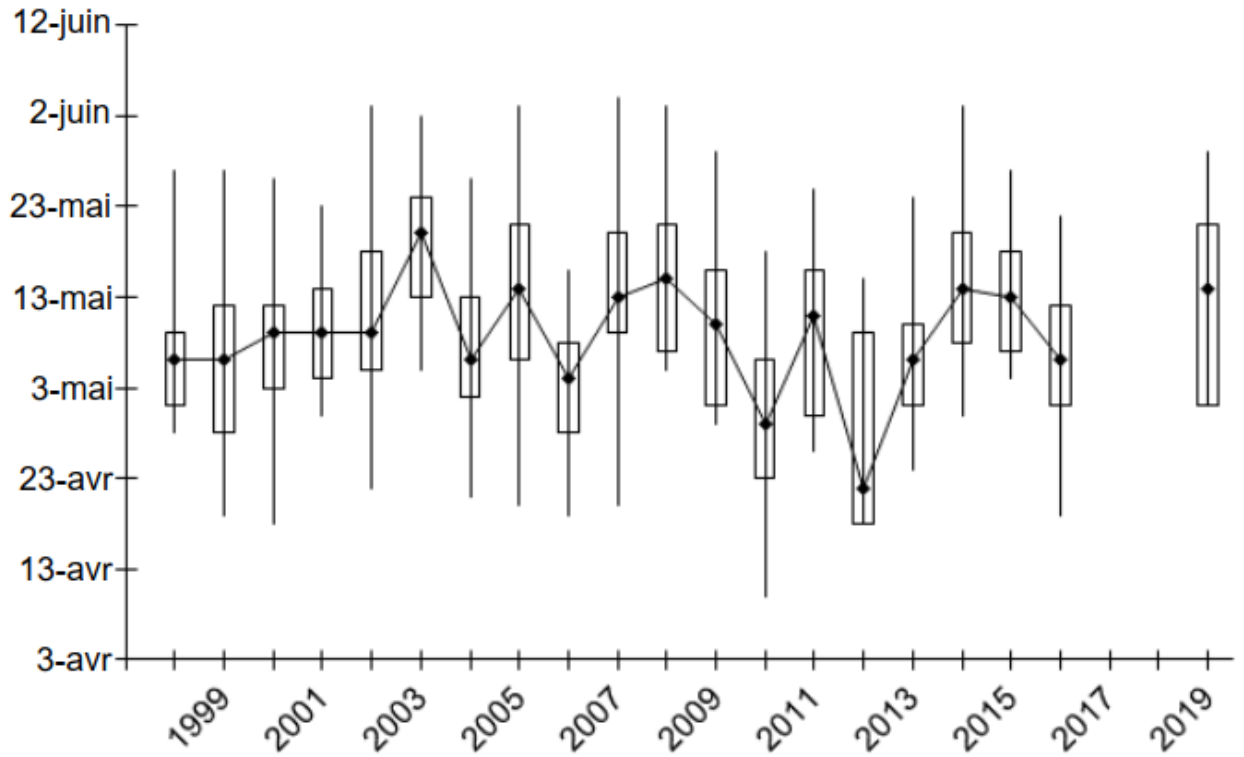


Figure 15. Distribution des prises de smolts au piège rotatif dans la rivière Nashwaak, par date et année, montrant le premier et le dernier smolt capturé, ainsi que les proportions cumulées de 10 %, 50 % et 90 % des prises de 1998 à 2019.

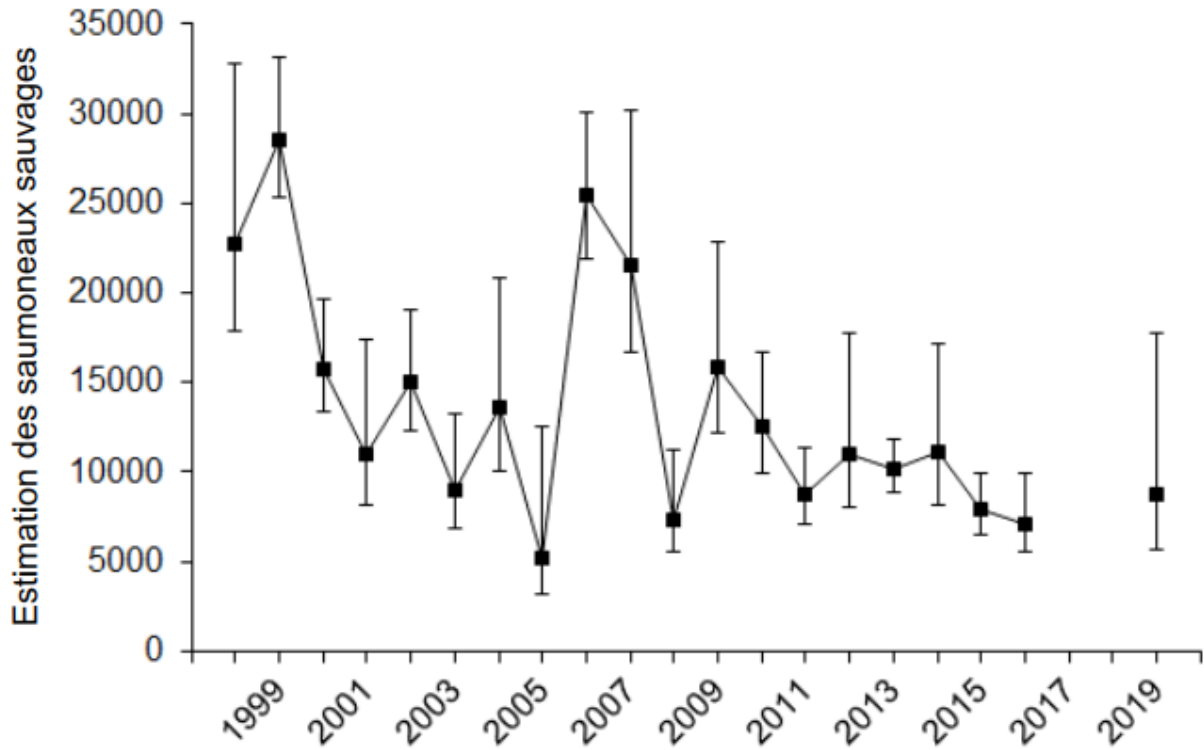


Figure 16. Nombre estimé de smolts sauvages (\pm IC à 95 %) dévalant dans la rivière Nashwaak, de 1998 à 2019.

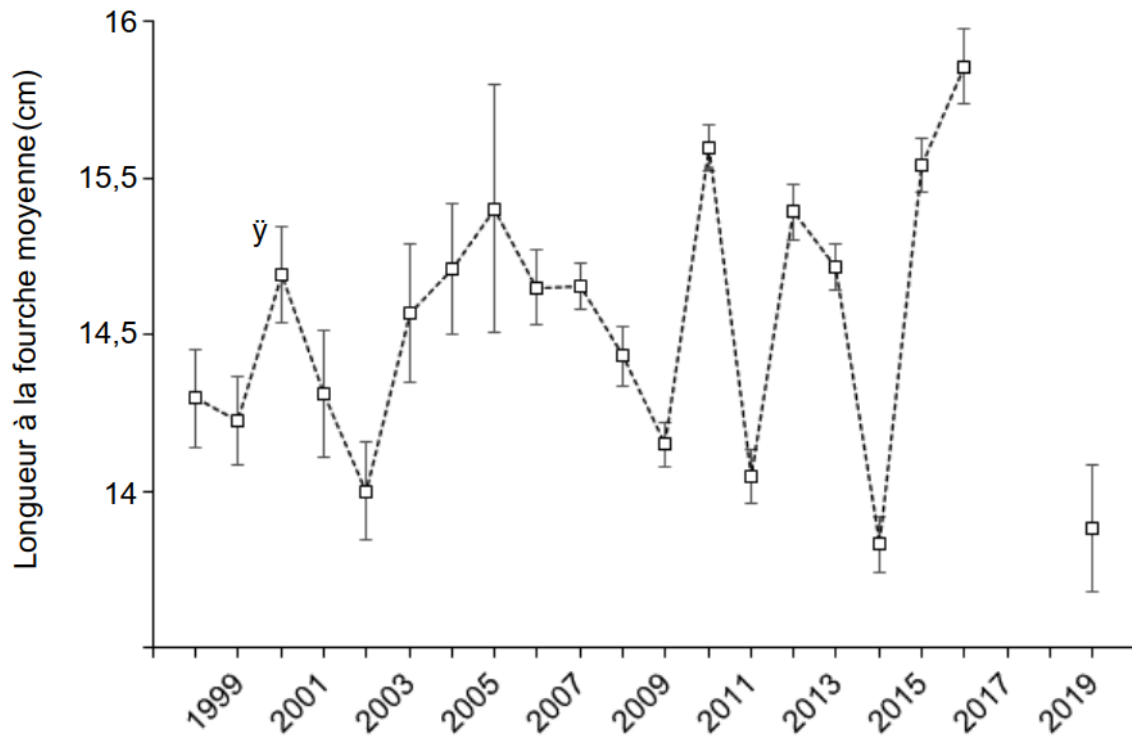


Figure 17. Longueur moyenne à la fourche (+/- 2 fois l'erreur type) des smolts sauvages échantillonnés lors des projets d'évaluation dans la rivière Nashwaak (de 1998 à 2019).

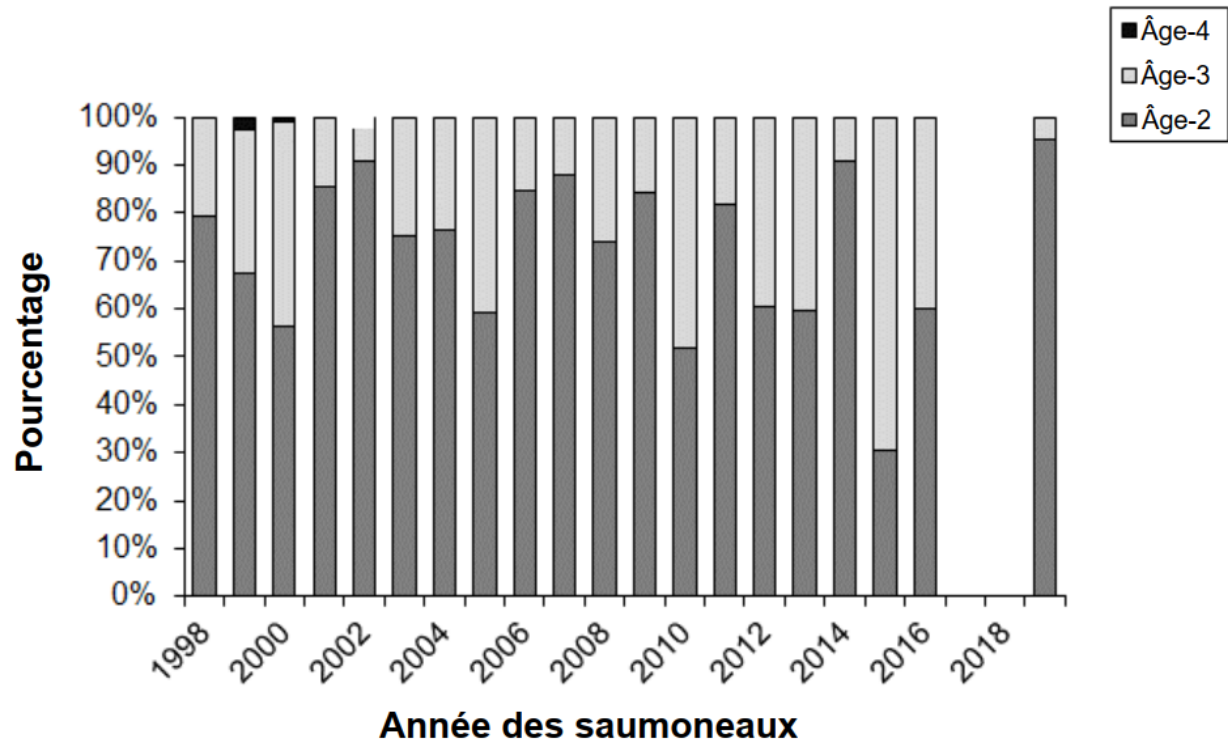


Figure 18. Pourcentages de smolts sauvages d'âge 2, d'âge 3 ou d'âge 4 dévalant dans la rivière Nashwaak, de 1998 à 2019.

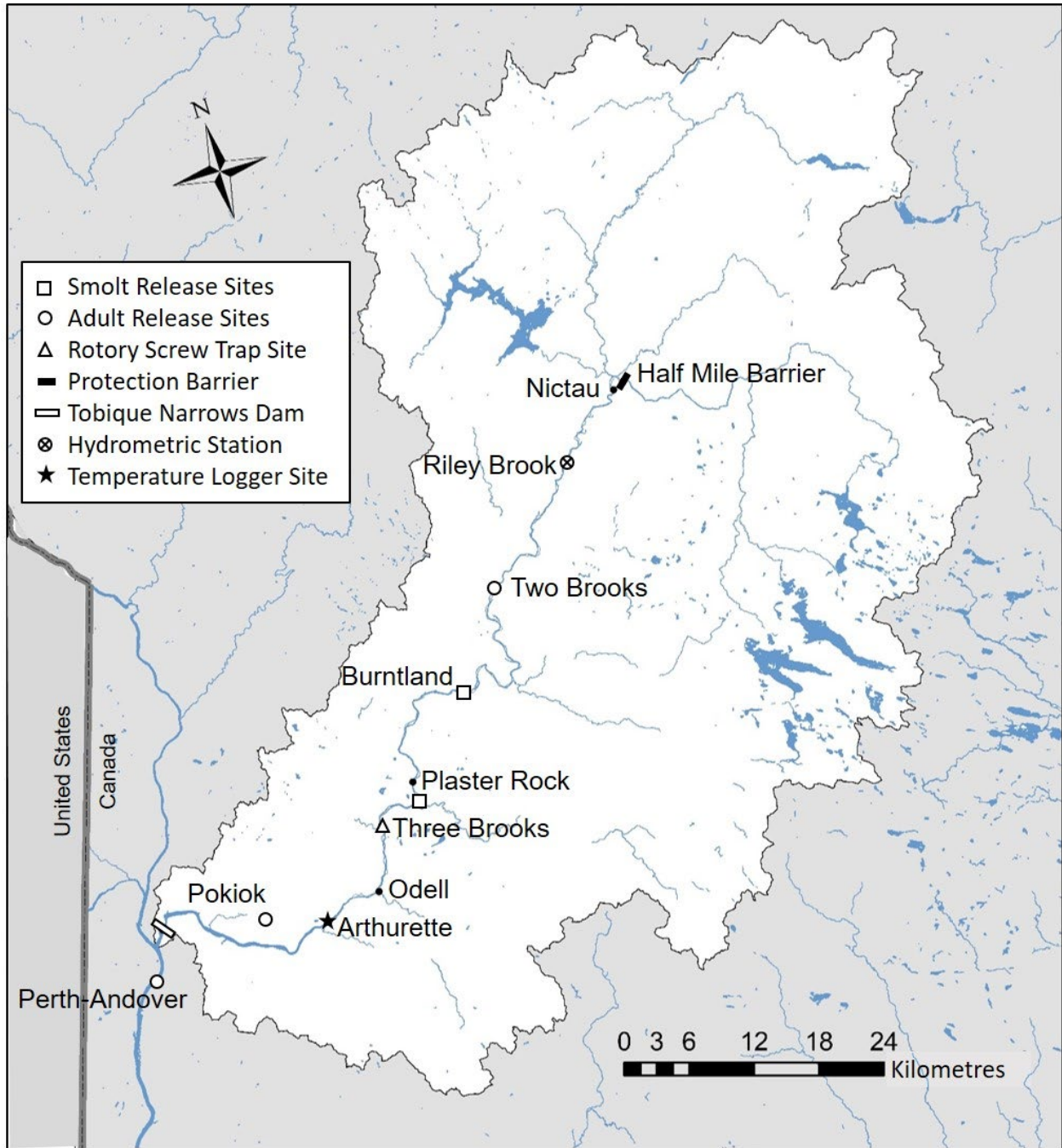


Figure 19. Carte de la rivière Tobique montrant l'emplacement des pièges rotatifs (triangle), les sites de lâcher des smolts (carrés) et des adultes (cercles), l'enregistreur de température (étoile) et la barrière de protection des poissons de Halfmile (rectangle noir).

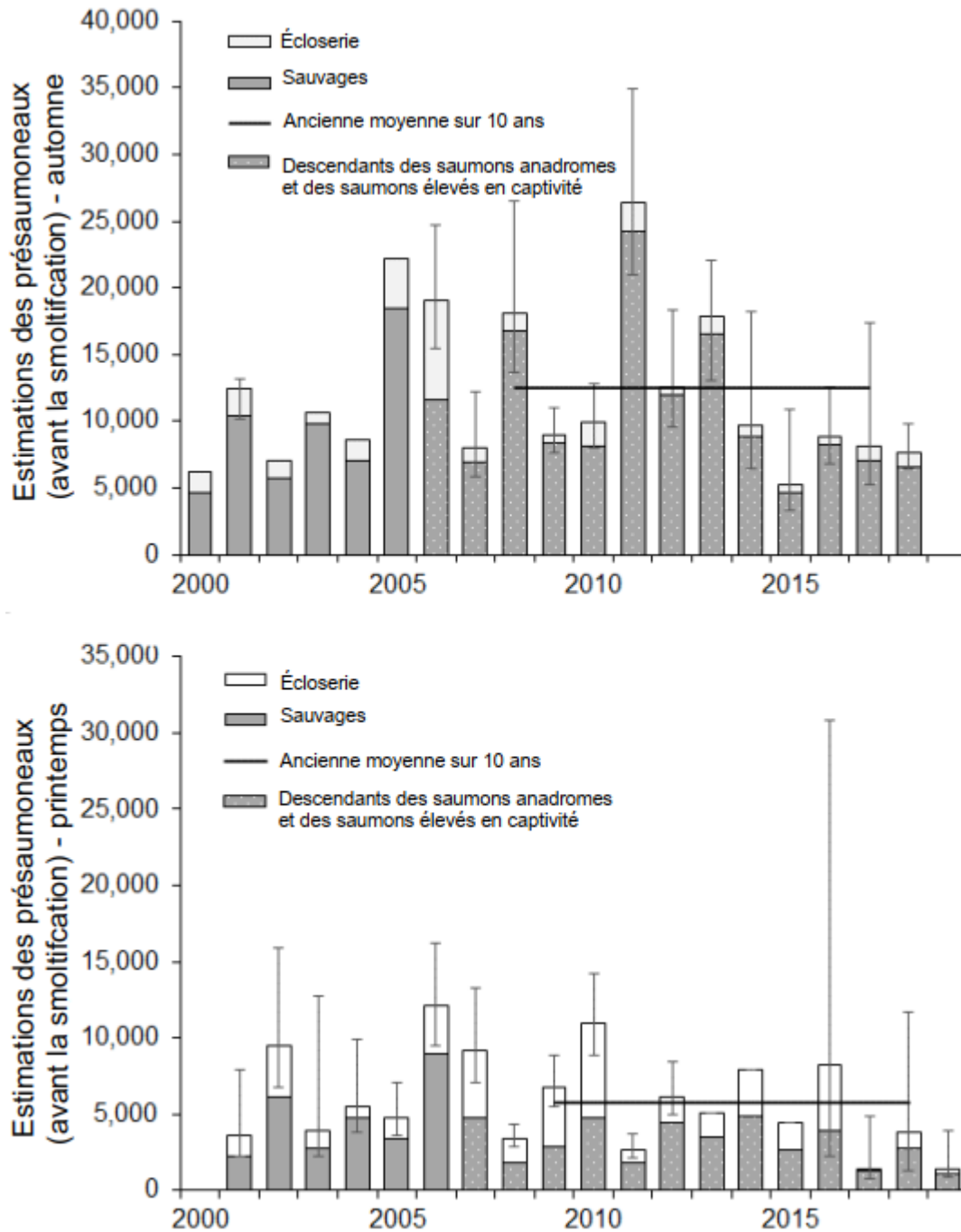


Figure 20. Nombre estimé (et 2,5^e et 97,5^e centiles) de pré-smolts d'automne (en haut) et de smolts de printemps (en bas) issus d'adultes sauvages (ou d'adultes anadromes), d'écloserie (relâchés en tant qu'alevins d'automne d'un an) et anadromes/élevés en captivité, dévalant dans la rivière Tobique, de 2001 à 2019.

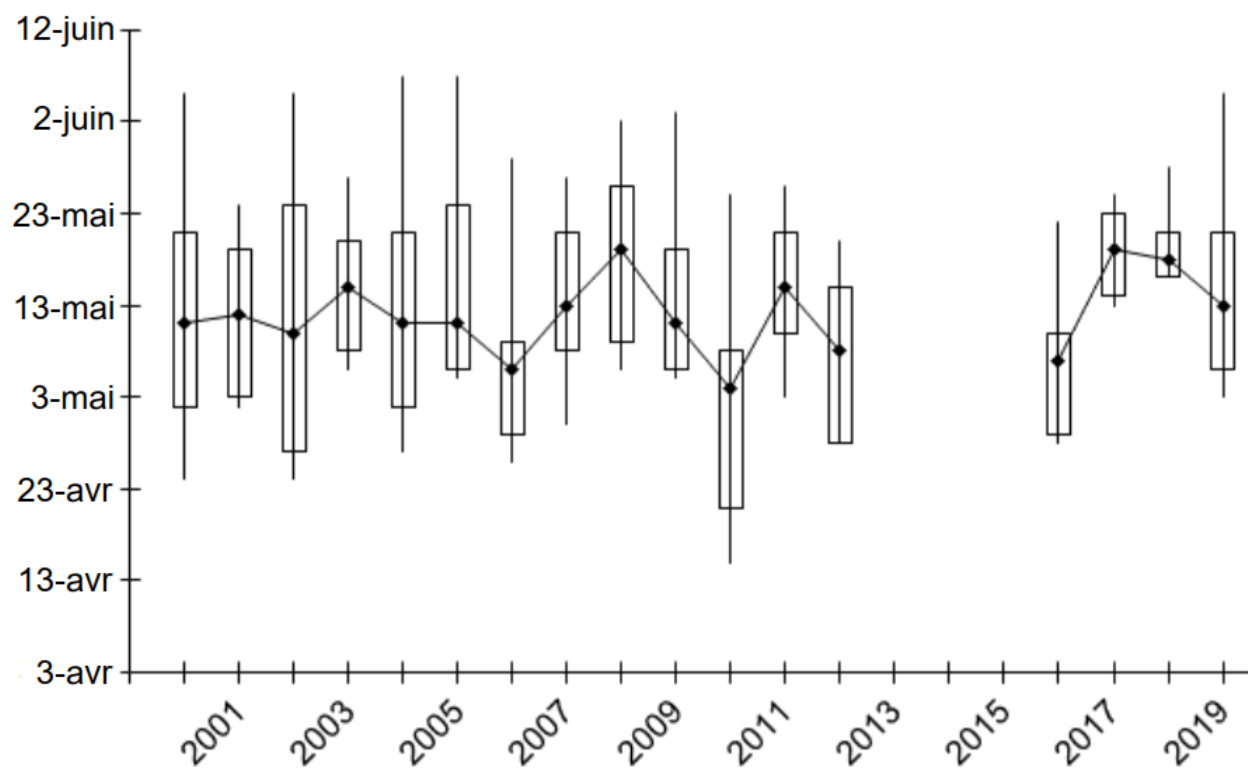


Figure 21. Distribution des prises de smolts sauvages au piège rotatif dans la rivière Tobique (Odell : 2000 et Three Brooks : de 2001 à 2019), par date et par année, montrant le premier et le dernier smolt capturé, ainsi que la proportion cumulée de 10 %, 50 % et 90 % des prises de 2000 à 2019.

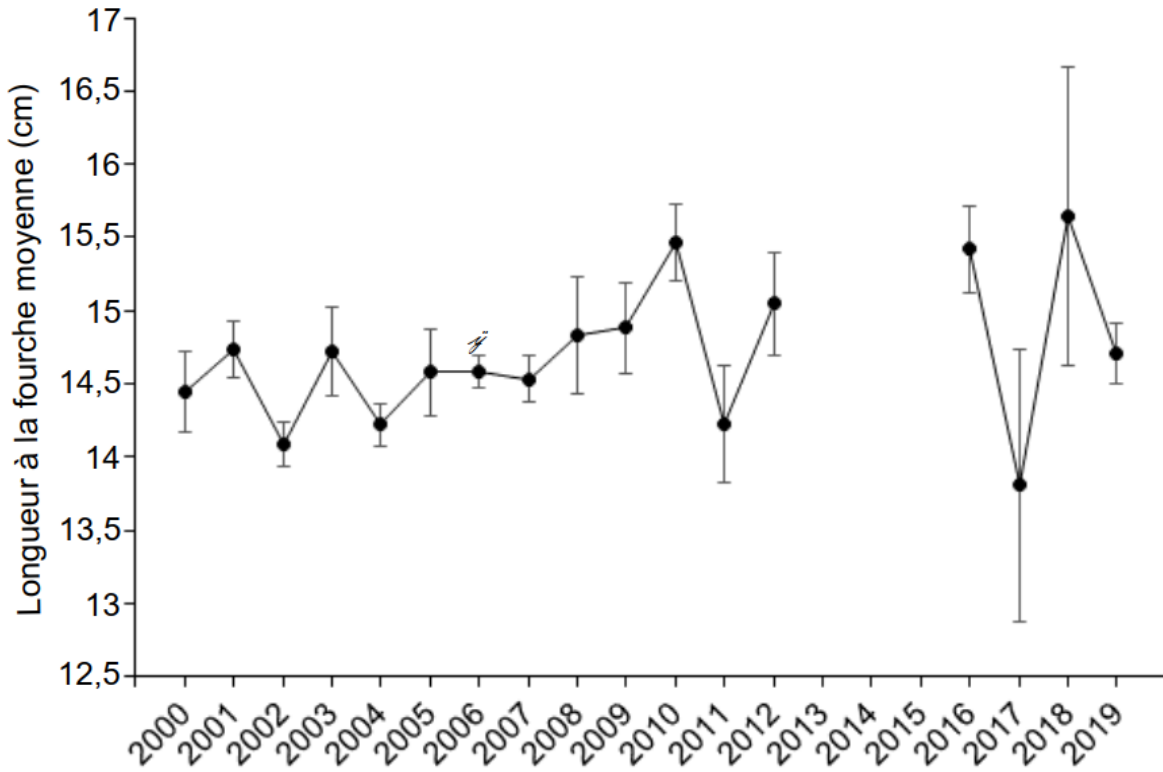


Figure 22. Longueur moyenne à la fourche (+/- 2 fois l'erreur type) des smolts sauvages échantillonnés lors des projets d'évaluation dans la rivière Tobique (de 2000 à 2019).

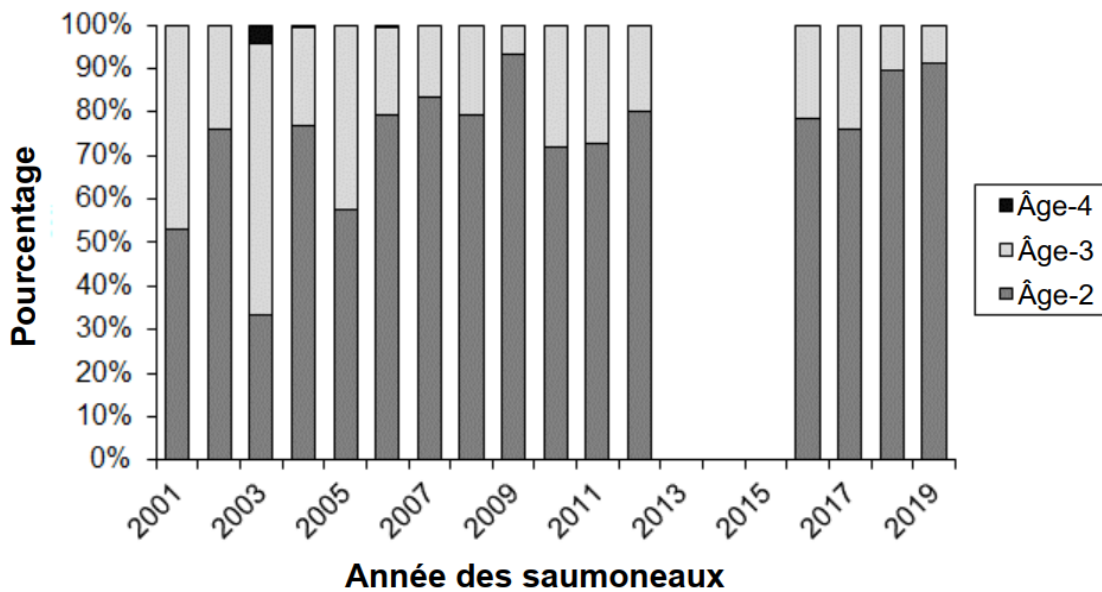


Figure 23. Pourcentages de smolts sauvages d'âge 2, d'âge 3 et d'âge 4 dévalant dans la rivière Tobique de 2001 à 2019.

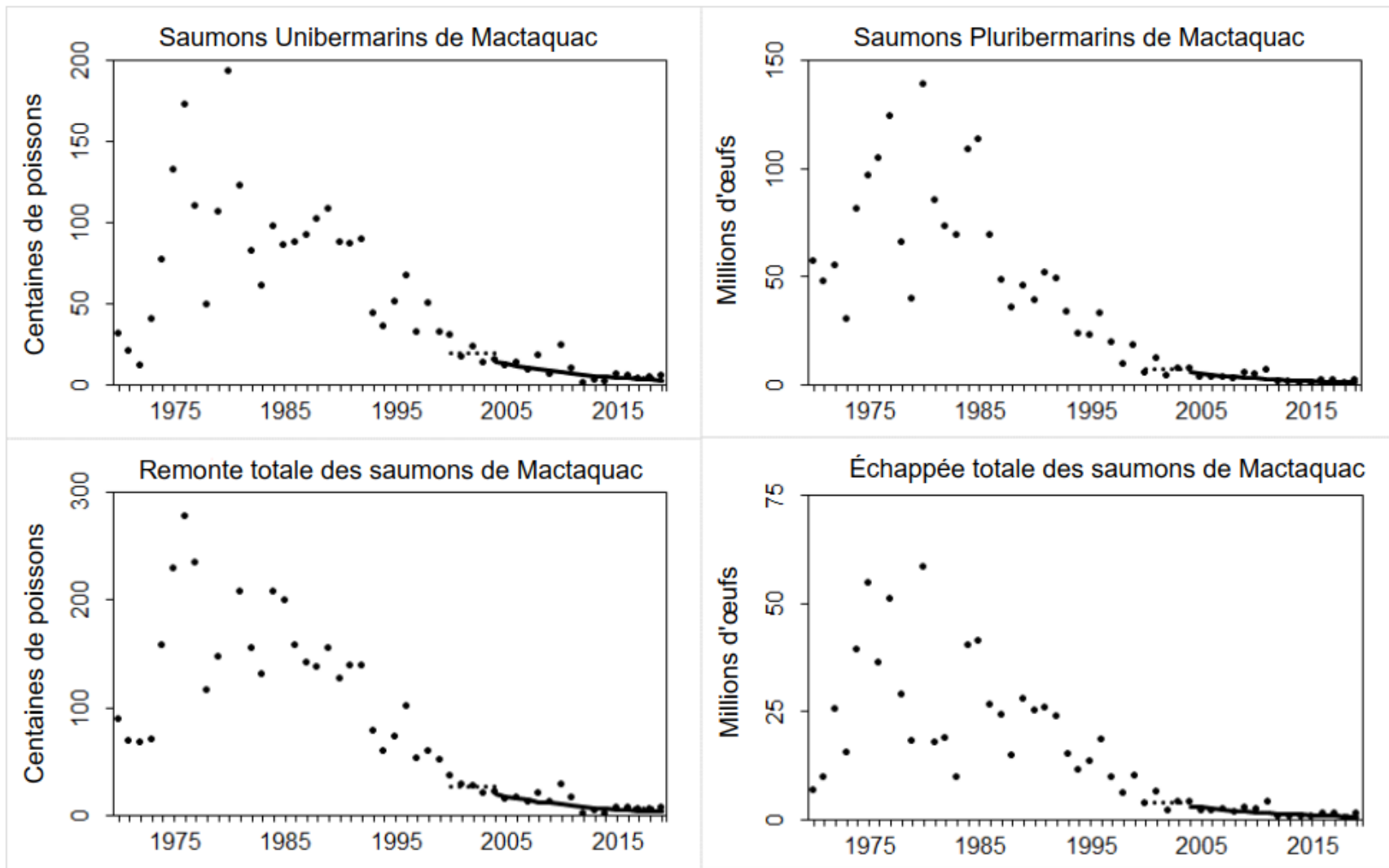


Figure 24. Tendances de l'abondance des saumons atlantiques adultes dans la rivière Saint-Jean, en amont du barrage de Mactaquac, au cours des 15 dernières années. La ligne pleine représente l'abondance prédite par un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés. Les lignes tirées montrent l'abondance moyenne sur cinq ans pour deux périodes se terminant en 2004 et 2019. Les points sont les données observées. Les coefficients du modèle sont fournis dans le tableau 13.

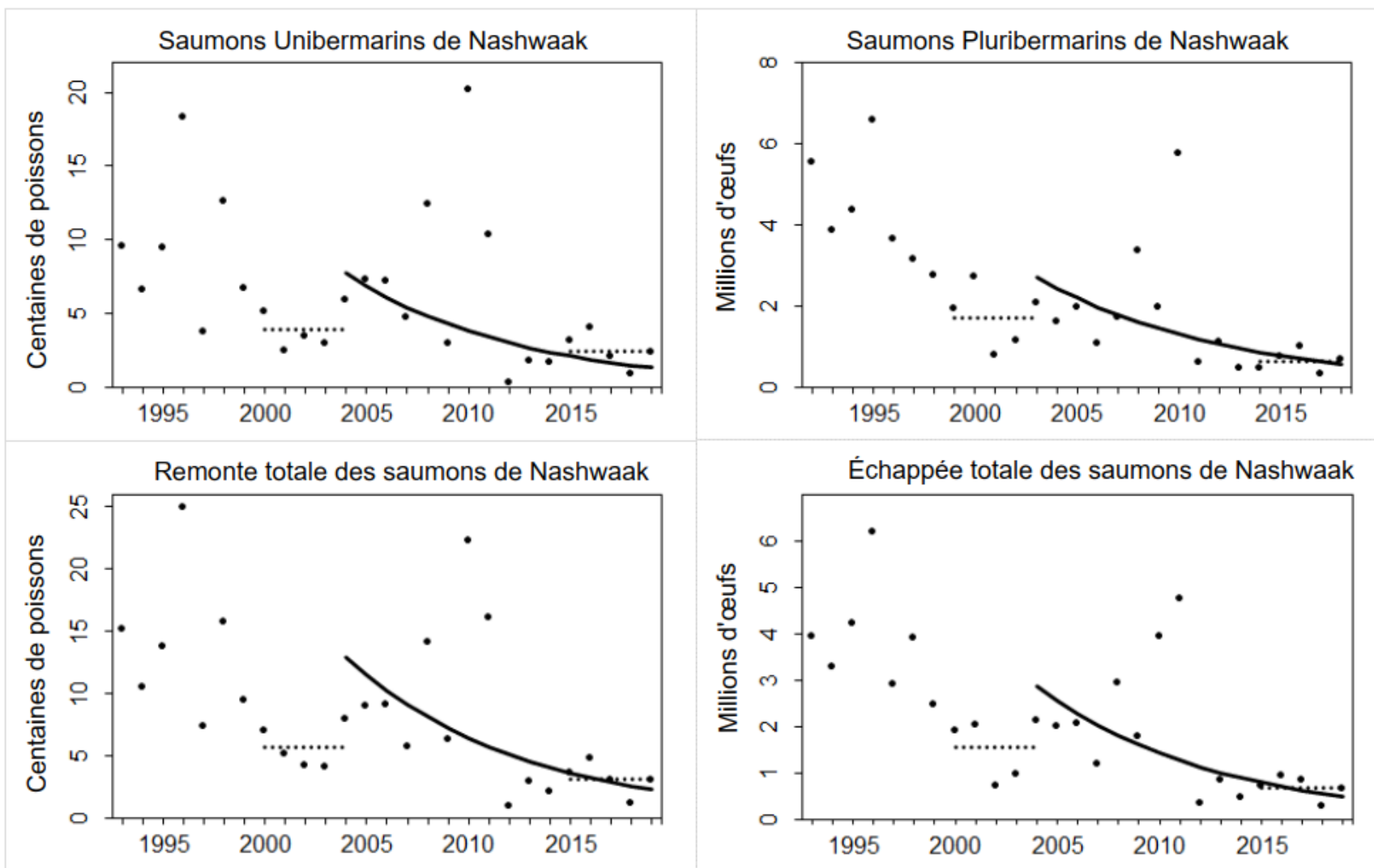


Figure 25. Tendances de l'abondance des remontes de saumons atlantiques dans la rivière Nashwaak au cours des 15 dernières années. La ligne pleine représente l'abondance prédite par un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés sur 15 ans. Les lignes tirées montrent l'abondance moyenne sur cinq ans pour deux périodes se terminant en 2004 et 2019. Les points sont les données observées. Les coefficients du modèle sont fournis dans le tableau 13.

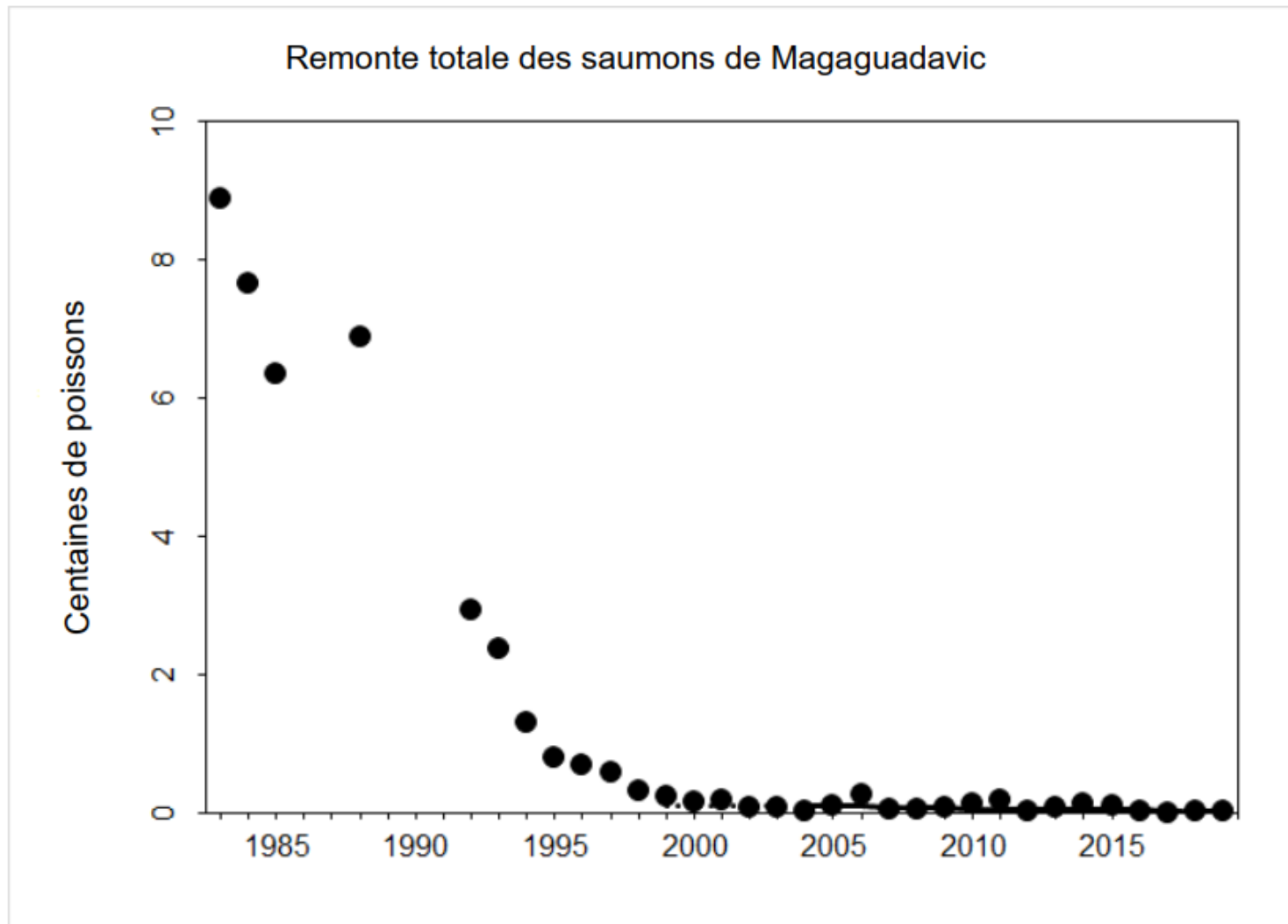


Figure 26. Tendances de l'abondance des remontes de saumons atlantiques dans la rivière Magaguadavic. La ligne pleine représente l'abondance prédite par un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés au cours des 15 dernières années. Les lignes tirées montrent l'abondance moyenne sur cinq ans pour deux périodes se terminant en 2004 et 2019. Les points sont les données observées. Les coefficients du modèle sont fournis dans le tableau 13.

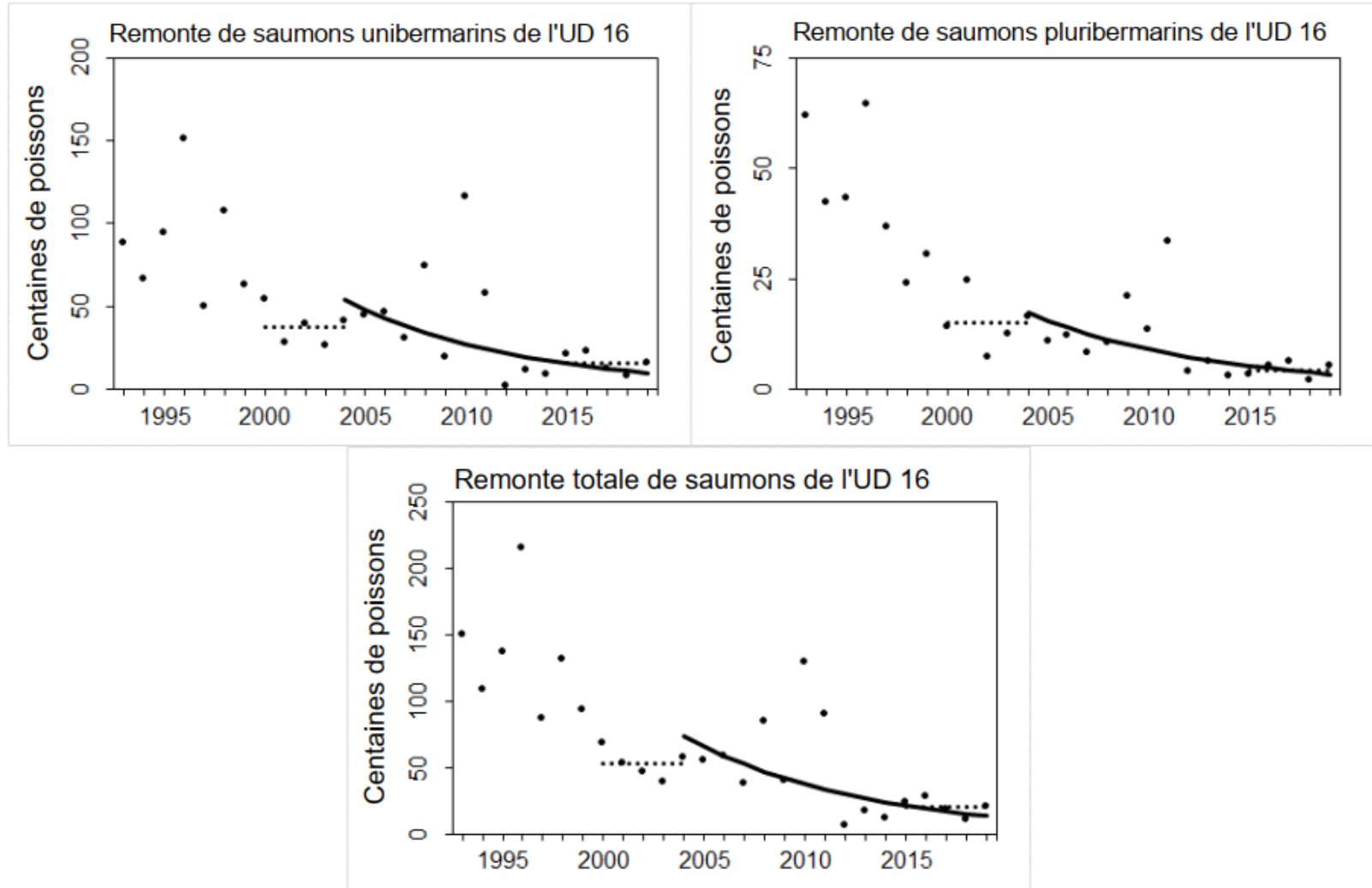


Figure 27. Tendances de l'abondance des remontes de saumons atlantiques dans l'UD 16. La ligne pleine représente l'abondance prédite par un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés au cours des 15 dernières années. Les lignes tiretées montrent l'abondance moyenne sur cinq ans pour deux périodes se terminant en 2004 et 2019. Les points sont les données observées. Les coefficients du modèle sont fournis dans le tableau 13.

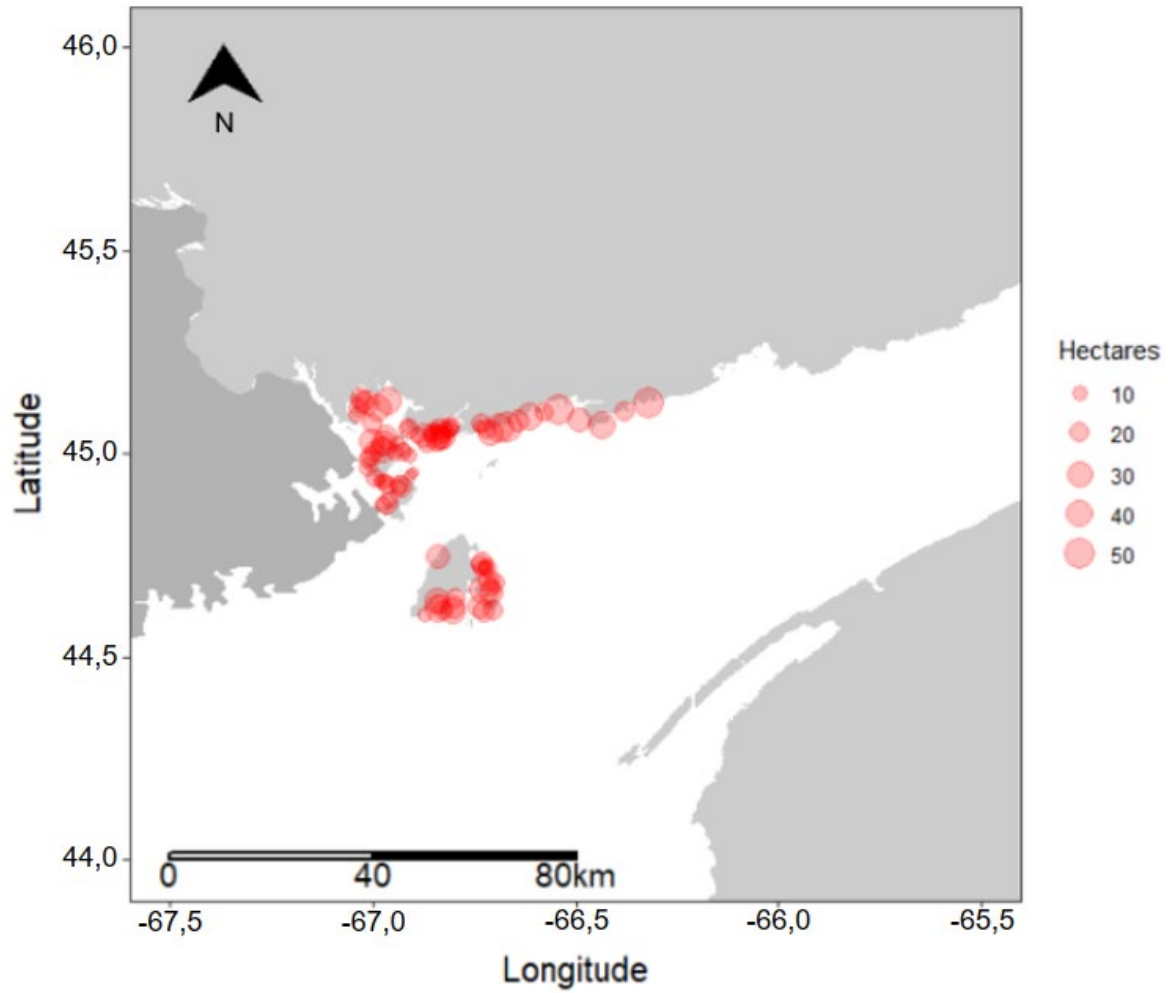


Figure 28. Emplacement et taille des sites de pisciculture dans l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy.

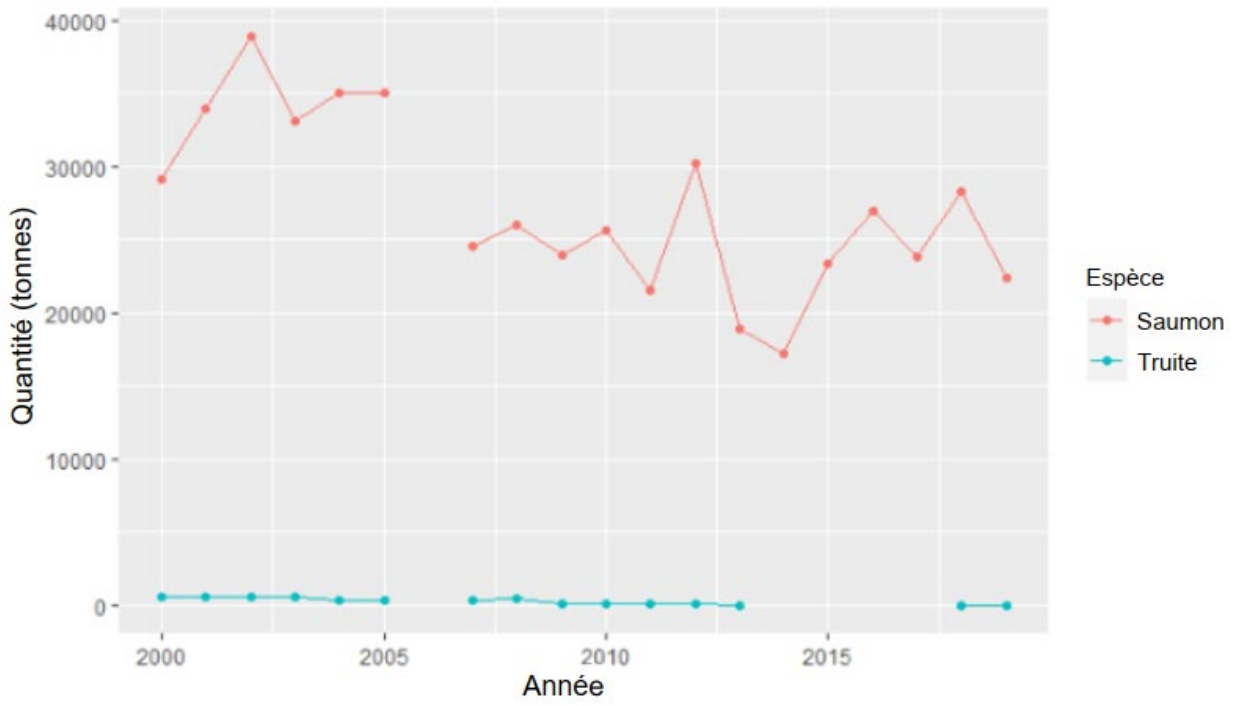


Figure 29. Production aquacole des espèces de saumons et de truites pour la province du Nouveau-Brunswick de 2000 à 2019.

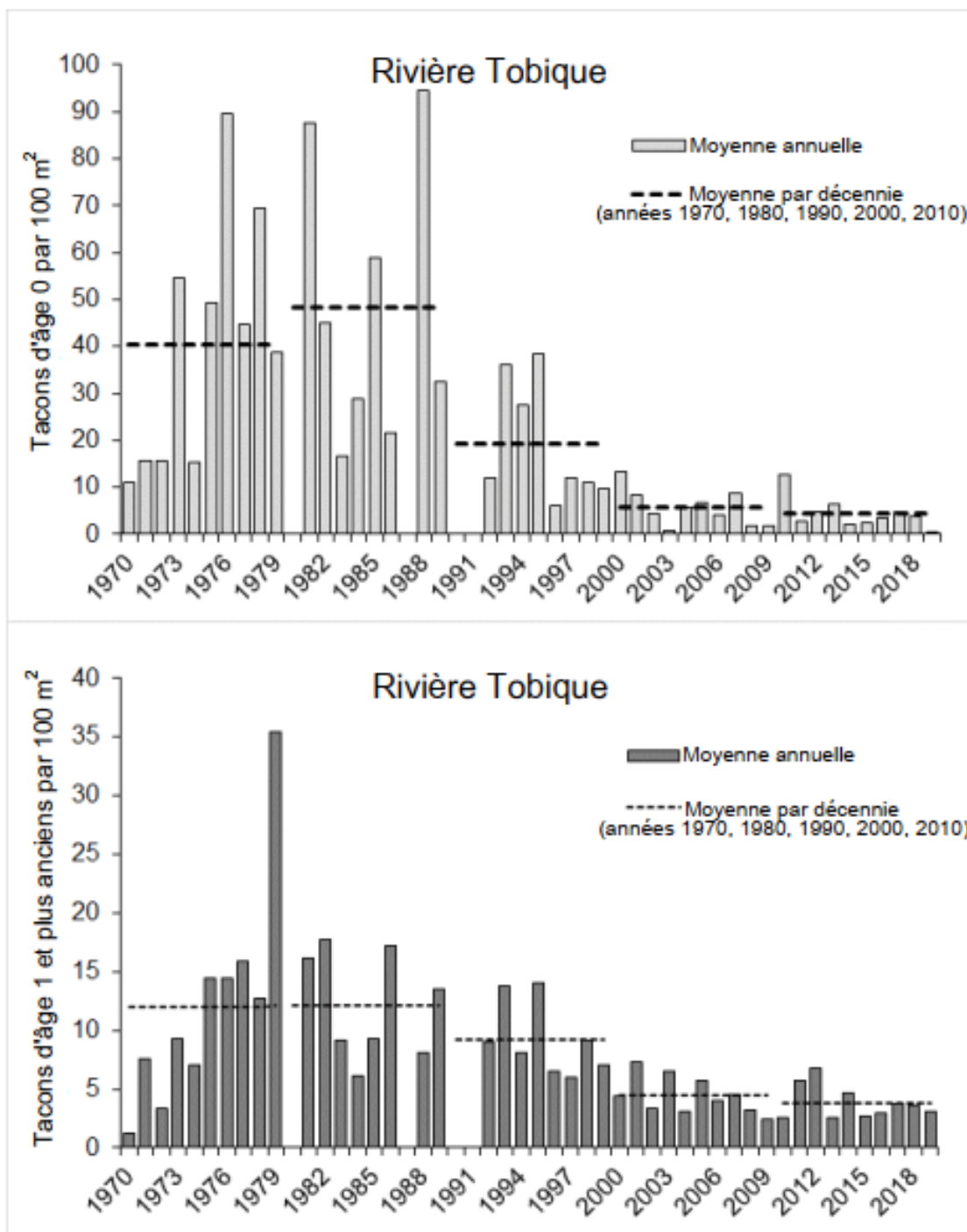


Figure 30. Densités annuelles moyennes de tacons d'âge 0 (alevins) (graphique du haut) ou d'âge 1 ou plus (graphique du bas) aux sites de pêche à l'électricité dans la rivière Tobique de 1970 à 2019. Les lignes tiretées représentent les valeurs moyennes sur 10 ans pour chaque décennie (années 1970, 1980, 1990, 2000, 2010). Aucun relevé dans les sites de pêche à l'électricité en 1980, 1987, 1990 et 1991.

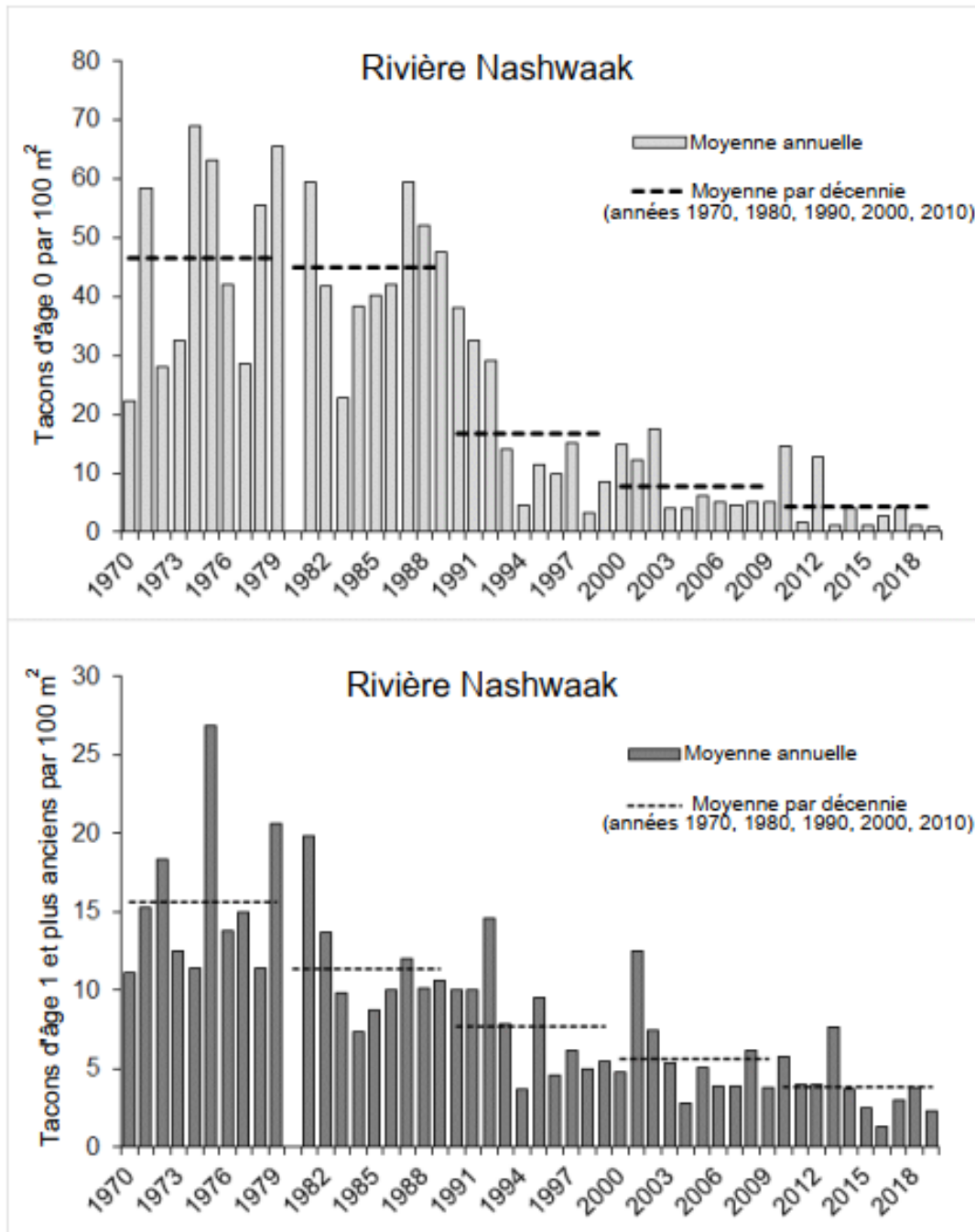


Figure 31. Densités annuelles moyennes de tacons d'âge 0 (alevins) (graphique du haut) ou d'âge 1 ou plus (graphique du bas) aux sites de pêche à l'électricité dans la rivière Nashwaak de 1970 à 2019. Les lignes tiretées représentent les valeurs moyennes sur 10 ans pour chaque décennie (années 1970, 1980, 1990, 2000, 2010). Aucun relevé par pêche à l'électricité n'a été effectué en 1980.

ANNEXE

Tableau A1. Nombre de saumons atlantiques juvéniles d'écloserie et d'adultes sauvages élevés en captivité distribués à des sites en amont du barrage de Mactaquac (à l'exclusion des distributions dans la rivière Aroostook), de 1976 à 2019. Les alevins ont entre zéro et 14 semaines, les tacons d'âge 0 ont au moins 14 semaines, mais moins d'un an, et les tacons d'âge 1 ont au moins un an, mais moins de deux ans. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année	Âge 0 (alevins) Pas de marque	Âge 0 (alevins) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 0 (tacons) Pas de marque	Âge 0 (tacons) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 1 (tacons) Pas de marque	Âge 1 (tacons) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 1 (tacons) Poissons marqués	Smolts d'un an Pas de marque	Smolts d'un an Retrait de la nageoire adipeuse	Smolts d'un an Poissons marqués	Smolts de deux ans Pas de marque	Smolts de deux ans Retrait de la nageoire adipeuse	Smolts de deux ans Poissons marqués	Adultes élevés en captivité 1 an	Adultes élevés en captivité 2 ans	Adultes élevés en captivité 3 ans	Adultes élevés en captivité À fraies répétées
1976	52 662	5 000
1977	.	.	6 042	44 021
1978	.	.	9 163
1979
1980	5 995
1981	5 998
1982	.	.	75 210
1983
1984	.	.	123 757	8 517
1985	.	.	164 947	110 569	24 544
1986	17 300	.	126 692	91 808
1987	266 257	.	101 052	50 283
1988	79 948	.	107 478	60 472
1989	150 384	.	151 562	4 680	30 011	.	20 000
1990	164 005	.	232 291	2 877	24 026	.	.	17 140
1991	227 535	.	499 130	30 181	.	.	19 646
1992	600 408	.	514 662
1993	672 797	.	272 824	99 939	.	.	.	819
1994	983 549	30 000	285 988	253 730
1995	642 830	.	193 208	226 391
1996	940 962	.	511 771
1997	504 488	.	391 860	20 991
1998	213 973	.	.	282 491
1999	172 220	.	.	356 635
2000	609 802	.	.	371 751	1 996
2001	8 330	.	.	344 618

Année	Âge 0 (alevins) Pas de marque	Âge 0 (alevins) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 0 (tacons) Pas de marque	Âge 0 (tacons) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 1 (tacons) Pas de marque	Âge 1 (tacons) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 1 (tacons) Poissons marqués	Smolts d'un an Pas de marque	Smolts d'un an Retrait de la nageoire adipeuse	Smolts d'un an Poissons marqués	Smolts de deux ans Pas de marque	Smolts de deux ans Retrait de la nageoire adipeuse	Smolts de deux ans Poissons marqués	Adultes élevés en captivité é 1 an	Adultes élevés en captivité é 2 ans	Adultes élevés en captivité é 3 ans	Adultes élevés en captivité À fraies répétées
2002	500	.	.	342 176	2 357
2003	2 723	.	.	261 852	1 483	.	.	.	387	.	.	.
2004	87 936	.	122 196	129 147	240	84 7	.	.
2005	.	.	2 500	206 533	.	.	.	1 400	202	84 7	128	39
2006	1 294	.	.	310 947	1 986	.	.	.	224	80 3	143	119
2007	.	.	.	157 142	1 999	.	.	.	268	41 3	114	195
2008	.	.	59 185	121 299	1 968	.	.	.	69	61 7	141	88
2009	12 061	.	2 500	178 096	1 988	.	.	.	156	45 8	322	412
2010	.	.	2 500	188 895	.	4 253	1 004	.	.	1 818	.	.	.	381	40 4	79	170
2011	.	.	183 041	.	.	.	2 879	996	331	39 8	135	232
2012	3 487	.	158 220	.	78	.	.	2 000	0	05 6	232	162
2013	.	.	150 260	.	32 396	168	13	144	64
2014	.	.	64 905	182 288	.	26 110	419	76 0	.	.
2015	.	.	74 142	162 921	512	28 4	217	.
2016	.	.	196 788	82 973	482	88 9	73	.
2017	34 543	.	10 806	154 009	.	.	.	200	162	26 4	183	.
2018	133 436	500	.	.	.	278	37 4	141	.
2019	262 719	149	24 9	184	.
Total	6 793 487	30 000	4 794 680	4 800 494	57 018	83 025	8 883	12 972	86 214	14 099	20 000	36 786	11 993	4 428	8 67 6	2 236	1 481

Tableau A2. Nombre de saumons atlantiques juvéniles d'écloserie et d'adultes sauvages élevés en captivité distribués à des sites dans la rivière Tobique, de 1976 à 2019. Les alevins ont entre zéro et 14 semaines, les tacons d'âge 0 ont au moins 14 semaines, mais moins d'un an, et les tacons d'âge 1 ont au moins un an, mais moins de deux ans. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année	Âge 0 (alevins) Pas de marque	Âge 0 (alevins) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 0 (tacons) Pas de marque	Âge 0 (tacons) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 1 (tacons) Pas de marque	Âge 1 (tacons) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 1 (tacons) Poissons marqués	Smolts d'un an Pas de marque	Smolts d'un an Retrait de la nageoire adipeuse	Smolts d'un an Poissons marqués	Smolts de deux ans Pas de marque	Smolts de deux ans Retrait de la nageoire adipeuse	Smolts de deux ans Poissons marqués	Adultes élevés en captivité 1 an	Adultes élevés en captivité 2 ans	Adultes élevés en captivité 3 ans	Adultes élevés en captivité À fraies répétées
1976	5 000
1977	.	.	6 042
1978	.	.	9 163
1979
1980	5 995
1981	5 998
1982
1983
1984	.	.	.	8 517
1985	.	.	43 211	38 687
1986	17 300	.	46 563	53 782
1987	52 882	.	33 505	21 950
1988	.	.	28 723	40 038
1989	80 012	.	83 846	2 255	9 995
1990	68 707	.	83 075	534	9 944
1991	.	.	194 173	4 995	.	.	4 953
1992	119 987	.	257 732
1993	203 950	.	98 738	99 939	.	.	.	819
1994	317 996	30 000	46 376	253 730
1995	337 080	.	101 900	207 683
1996	651 045	.	333 320
1997	302 000	.	256 578	20 991
1998	83 995	.	.	193 756
1999	101 204	.	.	209 358
2000	360 390	.	.	254 473	1 996
2001	.	.	.	221 014
2002	500	.	.	184 349	2 357
2003	2 723	.	.	181 630	1 483	.	.	.	339	.	.	.
2004	.	.	78 052	129 147	213	797	.	.
2005	.	.	2 500	179 713	.	.	.	1 400	202	577	128	39

Année	Âge 0 (alevins) Pas de marque	Âge 0 (alevins) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 0 (tacons) Pas de marque	Âge 0 (tacons) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 1 (tacons) Pas de marque	Âge 1 (tacons) Retrait de la nageoire adipeuse	Âge 1 (tacons) Poissons marqués	Smolts d'un an Pas de marque	Smolts d'un an Retrait de la nageoire adipeuse	Smolts d'un an Poissons marqués	Smolts de deux ans Pas de marque	Smolts de deux ans Retrait de la nageoire adipeuse	Smolts de deux ans Poissons marqués	Adultes élevés en captivité 1 an	Adultes élevés en captivité 2 ans	Adultes élevés en captivité 3 ans	Adultes élevés en captivité À fraies répétées
2006	.	.	.	310 947	1 986	.	.	.	224	720	115	119
2007	.	.	.	157 142	1 999	.	.	.	230	380	114	195
2008	.	.	59 185	121 299	1 968	.	.	.	69	358	94	88
2009	.	.	2 500	178 096	1 988	.	.	.	156	458	322	412
2010	.	.	2 500	188 895	.	4 253	1 004	.	.	1 818	.	.	.	381	404	79	170
2011	.	.	183 041	996	302	362	96	232
2012	.	.	150 166	2 000	0	928	214	0
2013	.	.	150 260	.	32 396	168	13	144	64
2014	.	.	64 905	160 846	.	26 110	419	760	.	.
2015	.	.	74 142	162 921	512	284	217	.
2016	.	.	196 788	82 973	482	889	73	.
2017	34 543
2018	21 401	500	.	.	.	267	273	141	.
2019	38 719	149	222	164	.
Total	2 794 434	30 000	2 586 984	3 661 876	32 396	30 363	6 004	8 004	26 930	14 099	0	4 953	11 993	4 113	7 425	1 901	1 319

Tableau A3. Nombre de saumons atlantiques juvéniles sauvages et d'écloserie prélevés au cours des saisons de printemps et d'automne pour le programme de stock de reproducteurs élevés en captivité au Centre de biodiversité de Mactaquac, dans la rivière Tobique et au barrage Beechwood, de 2013 à 2019. Le point (.) correspond à l'absence de données.

Année de collecte	Emplacement	Pré-smolts Sauvages	Pré-smolts Écloserie ^a	Tacons Sauvages	Tacons Écloserie ^a	Alevins Sauvages	Total
2013	Nictau	500	500
2013	Three Brooks	1 512	1 512
2013	Beechwood	0
Classe de smolts 2014	.	2 012	2 012
2014	Nictau	552	.	128	.	.	680
2014	Three Brooks	771	.	94	.	.	865
2014	Beechwood	0
Classe de smolts 2015	.	1 323	.	222	.	.	1 545
2015	Nictau	356	.	259	.	.	615
2015	Three Brooks	168	.	165	.	.	333
2016	Beechwood ^b	270	270
2016	Three Brooks ^b	44	44
2016	Filet-trappe	5	5
Classe de smolts 2016	.	843	.	424	.	.	1 267
2016	Nictau	116	.	183	.	.	299
2016	Three Brooks	764	.	161	.	.	925
2017	Beechwood ^b	206	206
2017	Three Brooks ^b	30	30
Classe de smolts 2017	.	1 116	.	344	.	.	1 460
2017	Nictau	51	.	96	.	.	147
2017	Three Brooks	246	.	57	.	.	303
2017	Dérivation	781	.	76	.	.	857
2018	Beechwood ^b	26	26
2018	Three Brooks ^b	19	19
2018	Dérivation ^b	10	10
Classe de smolts 2018	.	1 133	.	229	.	.	1 362
2018	Nictau	149	.	195	.	.	344
2018	Three Brooks	674	.	156	.	.	830
2018	Dérivation	639	.	112	.	.	751
2019	Beechwood ^b	0	0
2019	Three Brooks ^b	114	114
2019	Dérivation ^b	200	200
Classe de smolts 2019	.	1 776	.	463	.	.	2 239
2019	Three Brooks	119	.	115	.	.	234
2019	Dérivation	515	.	127	.	.	642
2019	Odell ^c	.	.	.	705	.	705
Classe de smolts 2020	.	634	.	242	705	.	1 581
Total général	.	8 203	.	1 924	705	.	11 466

(a) Ensemencés l'année précédente comme alevins d'automne d'un an.

(b) Collectés dans les projets de printemps au stade de « smolts ».

(c) Ensemencés les années précédentes en tant qu'alevins vésiculés et collectés en tant que tacons sauvages 1+ ou 2+ exposés au milieu naturel.

Tableau A4. Menaces pour les populations de saumon atlantique dans les milieux d'eau douce de la zone occupée par l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy (Clarke et al. 2014).

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Obstacles physiques	Barrages hydroélectriques	Élevé	Élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Extrêmes	Très élevées	Très élevées	Mortalité directe. Huit grands barrages hydroélectriques dans l'UD. Certains obligent à manipuler tous les poissons. Touche la migration, mortalité cumulée dans les barrages sur la rivière Saint-Jean jusqu'à 45 %, les retenues d'amont et les canaux de fuite abritent des prédateurs.
Pêche dirigée du saumon (actuelle)	Pêche illicite (braconnage)	Élevé	Élevée	En cours, antérieure, prévue Saisonniers	Élevés	Élevées	Élevées	Perte directe de reproducteurs; l'impact à l'échelle de la population dépend du niveau de la pêche illicite et de l'effectif global de la population. Preuves de pêche du saumon avec remise à l'eau ou de pêche à la ligne du saumon avec rétention dans la pêche de la truite.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Qualité et quantité de l'eau	Envasement et sédimentation (Voir également Agriculture, foresterie, mines)	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Saisonnière / Continue	Moyens	Élevées	Moyennes	Traversées de routes, écoulements industriels. Touche la survie et la physiologie des juvéniles. Réduit l'habitat. Foresterie et agriculture extensives dans l'UD.
Qualité et quantité de l'eau	Contaminants (produits chimiques et eaux usées)	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Récurrente	Moyens	Élevées	Moyennes	Réduit la survie (eau douce et mer); provoque des changements physiologiques. Quelques installations de traitement des déchets inadéquates dans l'UD, agriculture extensive, scieries, usines, etc., >50 % des citoyens du Nouveau-Brunswick vivent dans les bassins versants de l'extérieur de la baie de Fundy.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Changements dans les communautés biologiques	Espèces envahissantes (poissons)	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Saisonniers	Moyens	Élevées	Moyennes	Les retenues d'amont offrent un habitat à certains prédateurs envahissants. Augmentation de la diversité et de l'abondance des prédateurs non indigènes dans la rivière Saint-Jean. Augmentation possible des taux de prédation à un faible niveau de population.
Changements dans les communautés biologiques	Ensemencement antérieur (collecte d'adultes, reproduction en captivité, élevage jusqu'au stade de smolt, lâcher)	Moyen	Élevée	Antérieure, prévue	Moyens	Élevées	Faibles	Baisse de la valeur adaptative associée aux accouplements en captivité et à l'exposition des juvéniles en captivité, mais peu de preuves que les rivières nonensemencées ont de meilleurs résultats que les rivièresensemencées.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Obstacles physiques	Autres barrages et obstructions (voir Barrages hydroélectriques et obstacles)	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Récurrenente	Moyens	Élevées	Moyennes	> 200 connus dans le réseau de la rivière Saint-Jean. Forment des réductions temporaires ou permanentes du passage ou de la quantité d'habitat. Les barrages-réservoirs dans la rivière Tobique réduisent la survie du stade de l'œuf à celui de smolt.
Obstacles physiques	Infrastructures de franchissement (routes/ponceaux)	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Récurrenente	Moyens	Élevées	Faibles	Peuvent bloquer entièrement ou partiellement la migration. Les infrastructures de franchissement peuvent être des sources ponctuelles de pollution, de sédiments et d'espèces envahissantes.
Altération de l'habitat	Urbanisation	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Moyens	Moyennes	Faibles	Combinaison de nombreuses menaces. La viabilité des populations de saumon est plus faible dans les zones plus peuplées.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Altération de l'habitat	Agriculture	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Récurrente	Moyens	Moyennes	Faibles	La modification du débit, la hausse des températures et l'augmentation de l'envasement, le ruissellement de produits chimiques et la perte de couvert réduisent la productivité de l'habitat et peuvent limiter la croissance et la survie des juvéniles.
Altération de l'habitat	Foresterie	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Récurrente	Moyens	Moyennes	Faibles	Modification du débit, la foresterie est l'utilisation dominante des terres de l'UD (> 80 %). Importantes coupes à blanc passées dans les bassins des rivières Salmon (comté de Vic), Tobique et Nashwaak.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Changements dans les communautés biologiques	Écloseries commerciales de salmoniculture (voir Aquaculture)	Moyen	Élevée	En cours, antérieure, prévue Récurrenente	Moyens	Moyennes	Moyennes	Évasions connues des installations commerciales; réduction connue de la valeur adaptative, concurrence potentielle, transfert de maladies et introgression.
Qualité et quantité de l'eau	Températures extrêmes	Faible	Élevée	En cours, prévue Saisonnaire	Faibles	Élevées	Moyennes	Quelques refuges d'eau froide perdus en raison du débit régulé. L'ouest du Nouveau-Brunswick devrait être fortement touché par le réchauffement climatique.
Qualité et quantité de l'eau	Extraction d'eau (voir Températures extrêmes, Exploitation minière)	Faible	Élevée	En cours Continue	Faibles	Moyennes	Faibles	Réduit le débit, ce qui se répercute sur la survie. > 50 % des citoyens du Nouveau-Brunswick vivent dans les bassins versants de l'extérieur de la baie de Fundy.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Qualité et quantité de l'eau	Production d'énergie autre qu'hydroélectrique (l'énergie nucléaire, thermique et marémotrice s'applique aux menaces dans les estuaires)	Faible	Élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Faibles	Faibles	Faibles	Des menaces existent dans la rivière Saint-Jean et peuvent toucher toutes les populations de la rivière. La production d'énergie marémotrice est explorée dans la baie Passamaquoddy.
Changements dans les communautés biologiques	Ensemencement de salmonidés indigènes	Faible	Élevée	En cours, antérieure, prévue Récurrence	Faibles	Moyennes	Faibles	L'ensemencement de l'omble de fontaine et de la ouananiche domine dans les lacs. Possibilité de concurrence, de transfert d'agents pathogènes et de prédation.
Changements dans les communautés biologiques	Ensemencement actuel (collecte de smolts et lâcher d'adultes, reproduction limitée en captivité)	Faible	Moyenne	En cours, prévue Récurrence	Faibles	Moyennes	Faibles	Choix naturel du partenaire, les juvéniles sont exposés au milieu naturel toute leur vie.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Altération de l'habitat	Exploitation minière	Faible	Moyenne	En cours, antérieure, prévue Récurrenente	Faibles	Moyennes	Faibles	Sédimentation; source de contaminants; extraction d'eau. Possibilité d'augmentation des risques dans les rivières Nashwaak (mine de tungstène) et Kennebecasis (gaz de schiste).
Qualité et quantité de l'eau	Acidification	Faible	Faible	En cours Continue	Faibles	Élevées	Moyennes	Quelques échantillons acides dans les rivières Hammond, Sainte-Croix, Digdeguash et Magaguadavic, mais dans l'ensemble l'acidification n'est pas considérée comme limitative.
Qualité et quantité de l'eau	Activités militaires (voir aussi Limon et sédiments)	Faible	Faible	En cours, antérieure, prévue Périodique	Élevés	Faibles	Faibles	Deux rivières de l'UD dans des zones d'entraînement de la BFC Gagetown. On soupçonne que l'une d'elles est gravement touchée par la sédimentation. Les impacts à l'échelle de la population ne sont pas publiés.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Changements dans les communautés biologiques	Espèces envahissantes (autres)	Faible	Moyenne	En cours, prévue Récurrente	Faibles	Moyennes	Faibles	Par exemple, l'algue <i>Didymo</i> ; forme des tapis qui modifient la composition des communautés d'insectes aquatiques. Présence confirmée dans les rivières Tobique et Shikatehawk.
Pêche dirigée du saumon (actuelle)	Pêche récréative	Faible	Élevée	Antérieure, en cours	Faibles	Très élevées	Élevées	Aucune pêche autorisée pour le moment. En cas de réouverture pour la pêche à la ligne, faibles taux de mortalité associés aux types d'engins et aux saisons réglementés.
Pêche dirigée du saumon (actuelle)	Pêche autochtone ou commerciale	Faible	Faible	Antérieure, en cours	Négligeables	Très élevées	Élevées	Aucune pêche à des fins alimentaires, sociales, rituelles ou pêche commerciale n'est autorisée dans les rivières de l'extérieur de la baie de Fundy.

<u>Menace</u>	<u>Menace précise</u>	<u>Niveau de préoccupation</u>	<u>Ampleur</u>	<u>Occurrence et fréquence</u>	<u>Gravité</u>	<u>Certitude causale - Preuves en général sur le saumon atlantique</u>	<u>Certitude causale - Preuves sur le saumon de l'extérieur de la baie de Fundy</u>	<u>Justification et contexte pour l'UD</u>
Prises accessoires dans d'autres pêches	Pêche récréative, autochtone ou commerciale	Faible	Élevée	En cours, antérieure, prévue Saisonnière	Faibles	Moyennes	Moyennes	Prises accessoires dans les pêches de l'alose, du gaspareau et de l'anguille, mais présumées faibles.

Tableau A5. Menaces pour les populations de saumon atlantique dans les marins/estuariens de la zone occupée par l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy (Clarke et al. 2014).

Milieu marin/estuarien	Milieu marin/estuarien	Milieu marin/estuarien	Milieu marin/estuarien	Milieu marin/estuarien	Milieu marin/estuarien	Milieu marin/estuarien	Milieu marin/estuarien	Milieu marin/estuarien
Changements biotiques et abiotiques	Changements des écosystèmes marins (climat et prédateurs-proies)	Élevé	Très élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Inconnus	Moyennes	Faibles	On pense que le taux de survie en mer plus faible limite le rétablissement. Les changements climatiques influencent la température de la surface de la mer, les courants et la couverture de glace. Corrélation entre l'augmentation de certains prédateurs et le déclin de l'extérieur de la baie de Fundy (phoques gris). Certaines espèces proies ont décliné (hareng).
Changements biotiques et abiotiques	Salmoniculture	Élevé	Élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Élevés	Élevées	Moyennes	Une forte densité d'hôtes présente une dynamique potentiellement modifiée pour les prédateurs, les proies et les agents pathogènes. Occurrence documentée d'évasions et de perte de valeur adaptative sauvage avec l'introgession.

Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien
Changements biotiques et abiotiques	Maladies et parasites	Élevé	Élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Élevés	Moyennes	Moyennes	Plusieurs maladies naturelles documentées dans l'extérieur de la baie de Fundy chez les poissons sauvages ou d'élevage. Lien avec l'aquaculture par la forte densité spatiale et temporelle des hôtes.
Changements biotiques et abiotiques	Phénomènes de diminution des populations	Élevé	Très élevée	En cours, prévue Actuelle	Inconnus	Moyennes	Faibles	Les densités des smolts sont peut-être trop faibles pour permettre les regroupements. Goulot d'étranglement génétique préoccupant compte tenu de la faible abondance actuelle.
Pêches dirigées du saumon	Pêche en haute mer (Groenland, Labrador, Saint- Pierre)	Moyen	Très élevée	En cours, antérieure Saisonnière	Moyens	Élevées	Élevées	Trois pêches relativement petites augmenteraient la mortalité dans la composante des dibermarins des populations, y compris celles de l'extérieur de la baie de Fundy. Estimations de la part de l'extérieur de la baie de Fundy dans la récolte > 5 % < 30 % des remontes.

Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien
Changements biotiques et abiotiques	Navigation, transport, déversements	Faible	Élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Faibles	Faibles	Faibles	Un trafic maritime important pendant les migrations à proximité du littoral pourrait perturber la migration et avoir un impact sur l'habitat marin et la répartition des proies. La plus grande raffinerie de pétrole d'Amérique du Nord, située près de l'embouchure de la rivière Saint-Jean, est desservie par la mer.
Prises accessoires dans d'autres pêches	Pêches commerciales	Faible	Élevée	En cours, antérieure Saisonnaire	Faibles	Faibles	Faibles	La mortalité est faible pour les types d'engins et les saisons autorisés. Fascines à hareng (y compris le maquereau). Peu de prises accessoires dans la pêche hauturière
Pêches dirigées	Pêches des espèces proie du saumon (voir Changements dans les conditions marines)	Faible	Élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Faibles	Moyennes	Faibles	La disponibilité des proies ou les changements dans leur répartition peuvent être liés à l'augmentation de la mortalité en mer. Les preuves permettent de penser que la nourriture ne limite pas la survie.

Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien	Milieu marin/ estuarien
Changements biotiques et abiotiques	Aquaculture d'autres espèces (voir Aquaculture)	Faible	Faible	En cours, antérieure, prévue Récurrenente	Faibles	Faible	Faible	Tous les sites commerciaux de poissons à nageoires du Nouveau- Brunswick sont des salmonicultures et un seul site est une concession pour des espèces autres que les poissons.
Recherches scientifiques	Surveillance, évaluations, collectes et autres recherches	Faible	Élevée	En cours, antérieure, prévue Continue	Faibles	Moyennes	Faibles	Cas documentés d'impacts négatifs de certaines méthodes d'échantillonnage. En général, les activités compensent les dommages en contribuant à la persistance de la population.