



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 2024/049

Région des Maritimes

Information actualisée sur les populations de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'est du Cap-Breton (ECB; zone de pêche du saumon 19) pertinente pour l'élaboration d'un 2^e rapport de situation du COSEPAC

A.D. Taylor¹, D. Raab¹, D.C. Hardie¹ et E.B. Brunsdon¹

Pêches et Océans Canada
Direction des sciences, région des Maritimes
¹ Institut océanographique de Bedford,
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/index-fra.htm>
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 978-0-660-72331-0 N° cat. Fs70-5/2024-049F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Taylor, A.D., Raab, D., Hardie, D.C., et Brunsdon, E.B. 2024. Information actualisée sur les populations de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'est du Cap-Breton (ECB; zone de pêche du saumon 19) pertinente pour l'élaboration d'un 2^e rapport de situation du COSEPAC. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/049. v + 77 p.

Also available in English:

Taylor, A.D., Raab, D., Hardie, D.C., and Brunsdon, E.B. 2024. Updated Information on Atlantic Salmon (Salmo salar) Eastern Cape Breton Populations (ECB; Salmon Fishing Area 19) of Relevance to the Development of a 2nd COSEWIC Status Report. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/049. v + 69 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
1. CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE BIOLOGIQUE.....	1
1.1. RIVIÈRE MIDDLE	2
1.2. RIVIÈRE BADDECK.....	2
1.3. RIVIÈRE NORTH	3
1.4. RIVIÈRE GRAND	3
1.5. RIVIÈRE CLYBURN (RUISSEAU).....	4
2. APERÇU DE L'UNITÉ DÉSIGNABLE	4
3. TENDANCES DES INDICATEURS DE LA POPULATION	5
3.1. RIVIÈRE MIDDLE	6
3.2. RIVIÈRE BADDECK.....	6
3.3. RIVIÈRE NORTH	7
3.4. RIVIÈRE GRAND	8
3.5. RIVIÈRE CLYBURN (RUISSEAU).....	9
3.6. AUTRES RIVIÈRES	9
3.7. SOURCES D'INCERTITUDE	9
4. TENDANCES DE LA RÉPARTITION	10
5. ESTIMATIONS DE L'EFFECTIF TOTAL DE LA POPULATION.....	11
6. CARACTÉRISTIQUES DE L'HABITAT	11
7. MENACES	12
7.1. DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET COMMERCIAL.....	12
7.1.1. Habitations et zones urbaines.....	12
7.1.2. Zones commerciales et industrielles	12
7.1.3. Tourisme et loisirs	12
7.2. AGRICULTURE ET AQUACULTURE.....	13
7.2.1. Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	13
7.2.2. Élevage et élevage à grande échelle	13
7.2.3. Aquaculture en mer et en eau douce	13
7.3. PRODUCTION D'ÉNERGIE ET EXPLOITATION MINIÈRE.....	14
7.3.1. Forage pétrolier et gazier	14
7.3.2. Exploitation de mines et carrières	14
7.4. CORRIDORS DE TRANSPORT ET DE SERVICE.....	14
7.4.1. Routes et chemins de fer	14
7.4.2. Lignes de services publics	15
7.4.3. Transport par eau.....	15
7.5. UTILISATION DES RESSOURCES BIOLOGIQUES.....	15
7.5.1. Exploitation forestière et coupe du bois	15

7.5.2. Pêche et récolte de ressources aquatiques	15
7.6. INTRUSIONS ET PERTURBATIONS HUMAINES	19
7.6.1. Activités récréatives	19
7.7. MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS.....	19
7.7.1. Incendies et lutte contre les incendies	19
7.7.2. Barrages, gestion et utilisation de l'eau.....	19
7.7.3. Autres modifications de l'écosystème	19
7.8. INTERACTIONS NÉGATIVES AVEC D'AUTRES ESPÈCES ET GÉNÉTIQUES	19
7.8.1. Espèces exotiques/non indigènes envahissantes.....	19
7.8.2. Interactions négatives avec les espèces indigènes	20
7.8.3. Matériel génétique introduit.....	22
7.9. POLLUTION ET CONTAMINANTS.....	23
7.9.1. Eaux usées domestiques et urbaines	23
7.9.2. Effluents industriels et militaires.....	23
7.9.3. Effluents agricoles et forestiers	25
7.9.4. Déchets solides.....	25
7.9.5. Polluants atmosphériques.....	25
7.9.6. Énergie excédentaire	25
7.10. PHÉNOMÈNES GÉOLOGIQUES	25
7.10.1. Volcans	25
7.10.2. Tremblements de terre et tsunamis	25
7.10.3. Avalanches et glissements de terrain	25
7.11. CHANGEMENTS CLIMATIQUES	25
7.11.1. Déplacement et altération de l'habitat.....	25
7.11.2. Sécheresse	26
7.11.3. Températures extrêmes	27
7.11.4. Tempêtes et inondations.....	27
7.12. AUTRES MENACES.....	27
7.12.1. Effets sur les petites populations	27
8. POPULATIONS MANIPULÉES	27
RÉFÉRENCES CITÉES	28
TABLEAUX	34
FIGURES	54
ANNEXE	63

RÉSUMÉ

Le présent document de recherche a pour objet de résumer et de mettre à jour l'état actuel et les tendances récentes des populations de saumon atlantique dans l'unité désignable (UD) de l'est du Cap-Breton (ECB) à l'appui de l'élaboration du rapport de situation par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). On sait que 46 bassins hydrographiques de l'UD abritent des saumons atlantiques ou en ont abrité, et on a déterminé que c'est probablement le cas pour d'autres cours d'eau plus petits.

La surveillance des populations de saumon atlantique dans l'est du Cap-Breton est axée sur cinq réseaux hydrographiques : les rivières Middle, Baddeck, North, Grand et Clyburn. Les évaluations de ces rivières ont été fondées sur des dénombrements indépendants de la pêche dans le cadre de relevés en plongée ou à une échelle à poissons ou sur les rapports des prises dans la pêche récréative. Les données disponibles sur les trois dernières générations révèlent des déclinés marqués de l'abondance des adultes dans deux de ces cinq populations (rivières Grand et Clyburn). Deux populations (rivières Middle et Baddeck) sont demeurées relativement stables à des niveaux d'abondance inférieurs à la valeur nécessaire à leur conservation et on estime qu'une population (rivière North) est proche ou au-dessus de la valeur nécessaire à sa conservation ces dernières années. Les données sur les prises dans les pêches récréatives dans les autres rivières de l'UD de l'est du Cap-Breton donnent à penser que l'abondance du saumon atlantique est faible dans la majeure partie de l'UD. Les relevés intermittents par pêche à l'électricité indiquent également que les densités des juvéniles sont inférieures aux valeurs de référence à de nombreux emplacements dans toute l'UD de l'est du Cap-Breton, bien que les saumons juvéniles aient encore une vaste répartition. Un certain nombre de menaces pesant sur le saumon atlantique sont définies dans le milieu d'eau douce et estuarien/marin de l'UD de l'est du Cap-Breton, y compris la pêche illicite et le braconnage, la salmoniculture, les changements des écosystèmes marins, les maladies et les parasites, et bien d'autres.

INTRODUCTION

Ce document présente de l'information sur l'état des populations de saumon atlantique (*Salmo salar*) dans l'unité désignable (UD) de l'est du Cap-Breton (ECB), préparé à l'appui d'un examen de l'état de conservation du saumon atlantique dans l'est du Canada par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC).

L'UD de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton est un ensemble de populations de saumon qui occupent les rivières d'une région de la Nouvelle-Écosse qui s'étend de la pointe nord de l'île du Cap-Breton (environ 47 02' N, 60 35' O) le long de la côte atlantique jusqu'à la levée de Canso (environ 45 39' N, 61 25' O; COSEPAC 2010). Toutes les populations habitent des rivières situées dans la zone de pêche du saumon (ZPS) 19, qui est une zone de gestion utilisée par Pêches et Océans Canada (MPO) pour la gestion et l'évaluation des pêches du saumon (MPO 2014). On sait que 46 bassins hydrographiques de l'UD abritent des saumons atlantiques ou en ont abrité, et on a déterminé que c'est probablement le cas pour d'autres cours d'eau plus petits (MPO 2014). Le COSEPAC a évalué l'UD de l'est du Cap-Breton comme étant « en voie de disparition » en 2010 (COSEPAC 2010).

La surveillance des populations de saumon dans l'est du Cap-Breton est axée sur les réseaux hydrographiques de cinq rivières-repères : les rivières Middle, Baddeck, North, Grand et Clyburn. Les évaluations effectuées par le MPO dans la ZPS 19 sont fondées sur les prises dans les pêches récréatives déclarées dans le cadre d'un programme de retour des talons de permis, des dénombrements indépendants de la pêche dans le cadre de relevés en plongée dans les rivières Middle, Baddeck et North, ainsi que des dénombrements à une échelle à poissons dans la rivière Grand (qui ont pris fin en 2000). Parcs Canada surveille l'abondance des adultes dans le ruisseau Clyburn à l'aide de techniques semblables de relevé en plongée. Le MPO évalue l'abondance du saumon atlantique dans l'est du Cap-Breton par rapport à la ponte requise pour la conservation, qui est estimée en fonction de l'habitat de fraie propre à la rivière disponible et d'une ponte cible de 2,4 œufs/m² (O'Connell *et al.* 1997).

Des renseignements supplémentaires et des évaluations antérieures sur les populations de saumon atlantique peuvent être obtenus auprès du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) du MPO à Ottawa. Les documents les plus récents contenant des renseignements sur les populations de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton sont ceux du MPO (2020) et quatre documents de recherche préparés à l'appui de l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) pour l'UD de l'est du Cap-Breton, qui donnent des renseignements sur l'abondance, le cycle biologique et les tendances (Levy et Gibson 2014), la variation génétique (O'Reilly *et al.* 2013), la dynamique et la viabilité des populations (Gibson et Levy 2014), ainsi que sur l'utilisation de l'habitat et les menaces pour les populations (Gibson *et al.* 2014).

1. CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE BIOLOGIQUE

Il y a peu d'information disponible pour résumer les caractéristiques du cycle biologique dans l'est du Cap-Breton (ECB), en dehors des statistiques sur la taille des prises dans la pêche récréative. Les analyses de ces données indiquent qu'à l'exception du ruisseau Indian, toutes les populations à l'est des lacs Bras d'Or comptent une proportion plus élevée de petits saumons (qui arrivent à maturité après un hiver en mer [unibermarins]) que les populations à l'ouest des lacs (Gibson et Bowlby 2009), qui ont une proportion plus élevée de grands saumons (qui arrivent à maturité après deux hivers en mer [dibermarins], trois hivers en mer [tribermarins] ou plus), collectivement appelés « pluribermarins ». La proportion plus élevée de petits saumons coïncide avec un gradient plus faible des cours d'eau dans les rivières à l'est des lacs Bras d'Or (Robichaud-Leblanc et Amiro 2004).

L'information biologique est résumée ci-après pour les rivières-repères avec des données en plus des prises dans les pêches récréatives. La relation longueur-fécondité est calculée pour les rivières Middle, Baddeck et North (A; Marshall *et al.* 1999) et la rivière Grand (B; Amiro et Longard 1990) comme suit :

$$\text{A) Fécondité} = 340,83e^{0,039 * \text{Longueur à la fourche}}$$

$$\text{B) Fécondité} = 261,90e^{0,043 * \text{Longueur à la fourche}}$$

Le calcul de la fécondité sert ensuite à estimer le nombre d'œufs par poisson en fonction de la proportion de femelles dans chaque population.

1.1. RIVIÈRE MIDDLE

Les montaisons de saumons atlantiques adultes dans la rivière Middle comportaient historiquement une composante estivale et une composante automnale, mais la composante estivale aurait disparu (Marshall *et al.* 1996). L'analyse d'échantillons d'écaillés prélevés sur des saumons atlantiques sauvages adultes pendant neuf ans entre 1995 et 2015 indique que la majorité des saumons atlantiques de la rivière Middle restent deux à trois ans en eau douce avant de migrer en mer (tableau 1). La majorité d'entre eux passent ensuite deux hivers en mer avant de remonter frayer pour la première fois dans la rivière Middle (tableau 1). Cela concorde avec les résultats des données sur les prises dans les pêches récréatives de 1983 à 2019, qui estimaient qu'environ 28 % des saumons atlantiques capturés par les pêcheurs à la ligne dans la rivière Middle étaient de petits adultes, sans qu'aucune tendance évidente ne se dégage dans cette proportion sur la période de 37 ans (tableau 2). Les saumons adultes qui remontaient dans la rivière Middle après un hiver en mer étaient principalement des mâles (annexe 1 dans Levy et Gibson 2014). D'après les échantillons d'écaillés, moins de 5 % des saumons ont frayé plus d'une fois et on a observé très peu de tribermarins vierges. De plus amples renseignements sur le cycle biologique des reproducteurs multifrai sont donnés dans Levy et Gibson (2014).

La longueur moyenne à la fourche des géniteurs de premier frai était de 56 cm pour les unibermarins, de 75 cm pour les dibermarins et de 85 cm pour les tribermarins et la proportion de femelles était de 0,04 pour les unibermarins, de 0,73 pour les dibermarins et de 0,33 pour les tribermarins (tableau 3). La durée moyenne de génération a été calculée en utilisant l'âge moyen des saumoneaux en plus de l'âge moyen en mer des géniteurs vierges, en ajoutant une année pour tenir compte de l'année de ponte (COSEPAC 2010). Pour la rivière Middle, la durée moyenne de génération est calculée à 5,4 ans, ce qui donne une durée de génération de 17 ans sur trois générations après l'arrondissement au nombre entier le plus proche.

1.2. RIVIÈRE BADDECK

Les saumons atlantiques adultes remontent principalement dans la rivière Baddeck pour frayer à l'automne (Gibson et Bowlby 2009). L'analyse des échantillons d'écaillés prélevés sur des adultes sauvages pendant huit ans entre 1977 et 2004 montre que les saumons atlantiques de la rivière Baddeck restent généralement deux à trois ans en eau douce avant de migrer en mer (tableau 4). Ils passent ensuite principalement deux hivers en mer avant de revenir frayer pour la première fois dans la rivière Baddeck (tableau 4). Ce résultat concorde avec ceux des données sur les prises dans les pêches récréatives de 1983 à 2019, qui estimaient qu'environ 23 % des saumons capturés par les pêcheurs à la ligne dans la rivière Baddeck étaient de petits adultes, sans qu'aucune tendance majeure ne se dégage dans cette proportion sur la période de 37 ans (tableau 5). Les adultes qui remontent dans la rivière Baddeck après un hiver en mer sont principalement des mâles (annexe 2 dans Levy et Gibson 2014). Moins de 5 % des échantillons indiquaient que le saumon avait déjà frayé et seuls deux tribermarins vierges ont

été observés. De plus amples renseignements sur le cycle biologique des reproducteurs multifrai sont donnés dans Levy et Gibson (2014).

La longueur moyenne à la fourche des géniteurs de premier frai était de 57 cm pour les unibermarins, de 75 cm pour les dibermarins et de 85 cm pour les tribermarins et la proportion de femelles était de 0,13 pour les unibermarins, de 0,84 pour les dibermarins et de 0,5 pour les tribermarins (tableau 3). La durée moyenne de génération a été calculée en utilisant l'âge moyen des saumoneaux en plus de l'âge moyen en mer des géniteurs vierges, en ajoutant une année pour tenir compte de l'année de ponte (COSEPAC 2010). Pour la rivière Baddeck, la durée moyenne de génération est calculée à 5,5 ans, ce qui donne une durée de génération de 17 ans sur trois générations après l'arrondissement au nombre entier le plus proche.

1.3. RIVIÈRE NORTH

Les saumons atlantiques adultes remontent plus tôt dans la rivière North que dans les rivières Middle ou Baddeck (Gibson et Bowlby 2009). L'analyse des échantillons d'écailles prélevés sur des adultes sauvages pendant sept ans entre 1991 et 2016 montre que les saumons atlantiques de la rivière North restent généralement deux à trois ans en eau douce avant de migrer en mer (tableau 6). Les saumons atlantiques passent en majorité deux ans en mer avant de revenir frayer dans la rivière North (tableau 6). Ces résultats concordent avec ceux des données sur les prises dans les pêches récréatives de 1983 à 2019, qui estimaient qu'environ 33 % des saumons capturés par les pêcheurs à la ligne dans la rivière North étaient de petits adultes (unibermarins (tableau 7)). La série de données sur les prises dans les pêches récréatives indique qu'il y a eu quelques années (1996, 1998 et 2000) où la proportion de petits saumons (unibermarins) pêchés à la ligne était supérieure à la composante des grands saumons. Les échantillons d'écailles montraient que les remontes d'unibermarins étaient principalement des mâles (30), avec seulement quatre femelles enregistrées. Environ 9 % des échantillons d'écailles indiquaient que le saumon avait déjà frayé, une fréquence de multifrai plus de deux fois supérieure à celle des populations des rivières Middle et Baddeck. De plus amples renseignements sur le cycle biologique des reproducteurs multifrai sont donnés dans Levy et Gibson (2014).

La longueur moyenne à la fourche des géniteurs de premier frai était de 52 cm pour les unibermarins, de 72 cm pour les dibermarins et de 85 cm pour les tribermarins et la proportion de femelles était de 0,07 pour les unibermarins, de 0,88 pour les dibermarins et le seul tribermarin observé était une femelle (tableau 3). La durée moyenne de génération a été calculée en utilisant l'âge moyen des saumoneaux en plus de l'âge moyen en mer des géniteurs vierges, en ajoutant une année pour tenir compte de l'année de ponte (COSEPAC 2010). Pour la rivière North, la durée moyenne de génération est calculée à 5,3 ans, ce qui donne une durée de génération de 16 ans sur trois générations après l'arrondissement au nombre entier le plus proche.

1.4. RIVIÈRE GRAND

Il n'y a pas de nouveaux renseignements sur le saumon atlantique de la rivière Grand depuis la fermeture de la pêche récréative en 2010. Voir un aperçu détaillé des caractéristiques du cycle biologique dans Levy et Gibson (2014). En bref, les saumons adultes remontent dans la rivière Grand principalement en tant que petits poissons (unibermarins) en juin ou en juillet et les grands saumons qui remontent sont principalement des unibermarins multifrai (Marshall *et al.* 2000). Les saumons atlantiques de la rivière Grand restent deux à quatre ans en eau douce et remontent après un hiver en mer (Levy et Gibson 2014). On observe davantage de reproducteurs multifrai dans la rivière Grand (environ 13 %) que dans toutes les autres rivières de l'est du Cap-Breton pour lesquelles des données sont disponibles (Levy et Gibson 2014).

La durée moyenne de génération a été calculée en utilisant l'âge moyen des saumoneaux en plus de l'âge moyen en mer des géniteurs vierges, en ajoutant une année pour tenir compte de l'année de ponte (COSEPAC 2010). Pour la rivière Grand, la durée moyenne de génération est calculée à 4,2 ans, ce qui donne une durée de génération de 13 ans sur trois générations après l'arrondissement au nombre entier le plus proche.

1.5. RIVIÈRE CLYBURN (RUISSEAU)

Les résultats des relevés en plongée effectués par Parcs Canada indiquent que la remonte des saumons atlantiques dans le ruisseau Clyburn est principalement composée de grands saumons la plupart des années (tableau 8). Cependant, les résultats de ces relevés montrent qu'il y a certaines années où le pourcentage de petits saumons est égal ou supérieur à celui des grands saumons (tableau 8). Les prises déclarées dans les pêches récréatives sont faibles comparativement aux rivières évaluées par le MPO (annexe 5 dans Levy et Gibson 2014) et le ruisseau est fermé à la pêche à la ligne depuis 2010. Bien qu'il existe peu de données pour le ruisseau Clyburn, les prises dans les pêches récréatives étaient principalement composées de grands saumons la plupart des années où des prises ont été déclarées.

2. APERÇU DE L'UNITÉ DÉSIGNABLE

L'UD de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton est un ensemble de populations de saumon qui occupent les rivières d'une région de la Nouvelle-Écosse qui s'étend de la pointe nord de l'île du Cap-Breton (environ 47 02' N, 60 35' O) le long de la côte atlantique jusqu'à la levée de Canso (environ 45 39' N, 61 25' O; figure 1; COSEPAC 2010). Toutes les populations habitent des rivières situées dans la zone de pêche du saumon (ZPS) 19, qui est une zone de gestion utilisée par le MPO pour la gestion et l'évaluation des pêches du saumon (MPO 2014). On sait que 46 bassins hydrographiques de l'UD abritent des saumons atlantiques ou en ont abrité, et on a déterminé que c'est probablement le cas pour d'autres cours d'eau plus petits (MPO 2014). En 2010, le COSEPAC a conclu qu'il existe une certaine structure dans l'UD, mais que l'information génétique disponible est limitée pour résoudre les différences de cycle biologique dans l'UD. Les populations de cette UD semblent génétiquement distinctes de celles de sa voisine du sud, l'UD 14 (hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse; Verspoor *et al.* 2005).

Il existe une grande diversité entre les cycles biologiques et la génétique des populations de saumon atlantique dans l'est du Cap-Breton, dont le maintien est considéré comme important pour la persistance à long terme de l'UD (MPO 2014). Cette diversité provient probablement de celle des types d'écosystèmes et de la géographie relativement complexe de la région, qui peut mener à l'isolement des populations à de petites échelles spatiales (MPO 2014). Dans l'UD de l'est du Cap-Breton, on relève des différences notables dans le cycle biologique (proportion de poissons qui sont matures après un hiver en mer [unibermarins]) et dans l'habitat entre les rivières à l'est et à l'ouest des lacs Bras d'Or (Levy et Gibson 2014; Gibson *et al.* 2014). Les différences entre les types de cours d'eau et le cycle biologique ont servi de fondement à la recommandation de séparer l'UD de l'est du Cap-Breton en deux unités de conservation à l'est et à l'ouest des lacs Bras d'Or (MPO et MRNF 2008) et une analyse plus poussée par Gibson et Bowlby (2009) a apporté des preuves supplémentaires de la divergence du cycle biologique entre l'est et l'ouest des lacs Bras d'Or.

Une vue d'ensemble de l'historique des stocks dans l'UD de l'est du Cap-Breton est présentée plus loin (voir : Populations manipulées) et des aperçus détaillés de l'unité désignable sont disponibles dans COSEPAC (2010), Gibson *et al.* (2014) et MPO (2014).

3. TENDANCES DES INDICATEURS DE LA POPULATION

L'évaluation de la situation des populations de saumon atlantique dans la région des Maritimes du MPO est fondée sur une comparaison des pontes estimées avec un point de référence appelé « ponte requise pour la conservation ». Les pontes requises pour la conservation ont été élaborées pour les rivières de la région des Maritimes du MPO à partir d'une ponte cible de 2,4 œufs/m² et des estimations de l'habitat de croissance fluvial pour les saumons atlantiques juvéniles dans chaque rivière (O'Connell *et al.* 1997).

Gibson et ses collaborateurs (2014) ont estimé la ponte requise pour la conservation pour chacune des 46 rivières dont on sait qu'elles soutiennent ou ont soutenu les populations de saumon atlantique dans l'est du Cap-Breton. La ponte requise pour la conservation est considérée comme conforme à un point de référence limite dans le Cadre de l'approche de précaution (AP) (MPO 2012b; Gibson et Clayton 2012).

La surveillance des populations de saumon atlantique dans l'est du Cap-Breton était axée sur cinq grands réseaux hydrographiques : les rivières Middle, Baddeck, North, Grand et Clyburn. Les rivières Middle, Baddeck, North et Clyburn proviennent de petits lacs d'amont des hautes terres du Cap-Breton et sont caractérisées par des gradients relativement abrupts et une eau de bonne qualité (Robichaud-LeBlanc et Amiro 2004; Gibson et Bowlby 2009). C'est la rivière Grand qui présente le gradient moyen le plus faible parmi les cinq réseaux hydrographiques principaux évalués; son débit et les températures de l'eau sont influencés par les lacs ponctuant son cours moyen (Robichaud-LeBlanc et Amiro 2004). Aucune information sur l'état de la rivière Grand n'est disponible depuis la fermeture de la pêche récréative en 2010, avant la plus récente mise à jour de l'état dans l'est du Cap-Breton (Levy et Gibson 2014).

Les évaluations du saumon atlantique adulte dans l'est du Cap-Breton sont fondées sur les prises dans les pêches récréatives, qui sont déclarées dans le cadre d'un programme de retour des talons de permis, ainsi que sur des dénombrements indépendants de la pêche dans le cadre de relevés en plongée effectués dans les rivières Middle, Baddeck et North. Dans la mesure du possible, on utilise les données intermittentes provenant des relevés par pêche à l'électricité. Récemment, les taux d'abondance et de montaison des saumoneaux ont été tirés des données provenant d'un piège à vis rotatif exploité par l'Institut de ressources naturelles Unama'ki dans la rivière Middle. Parcs Canada surveille l'abondance des adultes dans le ruisseau Clyburn selon une méthode semblable de relevé en plongée. L'état du saumon atlantique adulte dans la rivière Grand a été évalué au moyen de dénombrements à la passe à poissons avant 2000 et des données sur les prises dans les pêches récréatives de 2000 à 2009. En 2019, la pêche du saumon a été interdite toute l'année dans l'ensemble des rivières de la ZPS 19, sauf dans les rivières Middle, Baddeck et North. La pêche à la ligne avec remise à l'eau des captures a été ouverte dans plusieurs rivières : dans les rivières Middle et Baddeck du 1^{er} au 31 octobre et dans la rivière North (en aval du lieu connu sous le nom de « The Benches ») du 1^{er} juin au 14 juillet et du 1^{er} septembre au 31 octobre. Depuis la fermeture généralisée de la pêche en 2010, aucune estimation fiable de l'abondance du saumon atlantique n'est disponible dans les autres rivières de l'UD de l'est du Cap-Breton, malgré les efforts déployés pour accroître la surveillance (Levy et Gibson 2014).

Les sections suivantes donnent des renseignements sur l'état et les tendances des populations de saumon atlantique dans l'est du Cap-Breton à l'aide des données recueillies jusqu'en 2019 (le cas échéant), en mettant l'accent sur la partie adulte de la population. Des renseignements plus détaillés sur les méthodes utilisées pour recueillir des données et évaluer l'état et les tendances figurent dans Gibson et Bowlby (2009).

Le tableau 9 présente la série chronologique sur l'abondance des adultes dans toutes les rivières-repères, et un modèle de régression log-linéaire ajusté par les moindres carrés a été

exécuté sur l'abondance des adultes pour les trois générations les plus récentes dans chaque rivière-repère (tableau 10).

3.1. RIVIÈRE MIDDLE

La ponte requise pour la conservation dans la rivière Middle est de 2,07 millions d'œufs (O'Connell *et al.* 1997). Ce calcul repose sur une estimation de 864 600 m² d'habitat de croissance disponible et une ponte cible de 2,4 œufs/m² (Levy et Gibson 2014). Cette ponte devrait provenir d'environ 470 grands et 80 petits saumons (O'Connell *et al.* 1997).

Les données disponibles pour évaluer l'état et les tendances du saumon atlantique dans la rivière Middle sont les estimations annuelles des prises dans les pêches récréatives, tirées d'un programme de retour de talons de permis (tableau 2), les dénombrements de saumons adultes effectués par plongée avec tuba dans les tronçons de la rivière (appelés dénombrements en plongée; tableau 11) et les données intermittentes des relevés par pêche à l'électricité (tableau 12). Un résumé détaillé des protocoles de surveillance est présenté dans Levy et Gibson (2014).

L'état du saumon atlantique dans la rivière Middle est évalué en comparant la ponte estimée avec la ponte requise pour la conservation. La ponte est estimée à l'aide d'un modèle statistique qui intègre toutes les séries de données d'évaluation décrites précédemment. Une description complète du modèle est fournie à l'annexe 1 de Gibson et Bowlby (2009). La figure 2 illustre une série chronologique montrant les estimations du maximum de vraisemblance (EMV) du nombre de saumons disponibles pour frayer après la pêche récréative (échappée de géniteurs) et le pourcentage atteint de la ponte requise pour la conservation. On a estimé que la ponte se situait à 57 % de la ponte requise pour la conservation en 2019; la ponte n'a été jugée supérieure à la ponte requise pour la conservation qu'une seule année (2017) sur l'ensemble de la série chronologique (à partir de 1983). Au cours des trois dernières générations (17 ans), la ponte estimée se situait entre 22 % (2014) et 103 % (2017) de la ponte requise pour la conservation et la population totale n'a pas changé sensiblement, mais a affiché une tendance à la hausse (tableau 10).

L'Institut de ressources naturelles Unama'ki a commencé à surveiller les saumoneaux dans la rivière Middle en 2011 à l'aide d'une seule expérience de marquage-recapture et la population de saumoneaux a été estimée entre 2013 et 2016 et en 2018 selon l'estimation de Peterson ajustée (Ricker 1975; tableau 13). Les taux de montaison des adultes unibermarins et dibermarins ont été calculés à partir des séries sur les montaisons des adultes. Les taux de montaison des adultes unibermarins étaient inférieurs à 1 % des saumoneaux et on a observé un taux de montaison maximal de 2,15 % pour les adultes dibermarins au cours des quatre années pour lesquelles des données étaient disponibles (tableau 13).

3.2. RIVIÈRE BADDECK

La ponte requise pour la conservation dans la rivière Baddeck est de 2,01 millions d'œufs (O'Connell *et al.* 1997). Ce calcul repose sur une estimation de 836 300 m² d'habitat de croissance des juvéniles disponible et une ponte cible de 2,4 œufs/m² (Levy et Gibson 2014). Cette ponte devrait provenir d'environ 450 grands et 80 petits saumons (O'Connell *et al.* 1997).

Les données disponibles pour évaluer l'état et les tendances du saumon atlantique dans la rivière Baddeck sont les estimations annuelles des prises dans les pêches récréatives, tirées d'un programme de retour de talons de permis (tableau 5), les dénombrements de saumons adultes effectués par plongée avec tuba dans les tronçons de la rivière (appelés dénombrements en plongée; tableau 14) et les données intermittentes des relevés par pêche à

l'électricité (tableau 15). Un résumé détaillé des protocoles de surveillance est présenté dans Levy et Gibson (2014).

L'état du saumon atlantique dans la rivière Baddeck est évalué en comparant la ponte estimée avec la ponte requise pour la conservation. La ponte est estimée à l'aide d'un modèle statistique qui intègre toutes les séries de données d'évaluation décrites précédemment. Une description complète du modèle est fournie à l'annexe 2 de Gibson et Bowlby (2009). La figure 3 illustre une série chronologique montrant les estimations du maximum de vraisemblance (EMV) du nombre de saumons disponibles pour frayer après la pêche récréative (échappée de géniteurs) et le pourcentage atteint de la ponte requise pour la conservation. La ponte a été estimée à 44 % de la ponte requise pour la conservation en 2019, avec une faible probabilité que la population ait atteint cette dernière depuis 1983. Au cours des trois dernières générations (17 ans), la ponte estimée se situait entre 19 % (2014) et 70 % (2011) de la ponte requise pour la conservation et la population totale n'a pas changé sensiblement (tableau 10).

3.3. RIVIÈRE NORTH

La ponte requise pour la conservation dans la rivière North est de 0,92 million d'œufs (O'Connell *et al.* 1997). Ce calcul repose sur une estimation de 382 700 m² d'habitat de fraie disponible et une ponte cible de 2,4 œufs/m². Cette ponte requise pour la conservation a d'abord été appliquée dans Levy et Gibson (2014); le changement est également décrit dans le présent document. Cette ponte devrait provenir d'environ 215 grands et 32 petits saumons (O'Connell *et al.* 1997).

Les données disponibles pour évaluer l'état et les tendances du saumon atlantique dans la rivière North sont les estimations annuelles des prises dans les pêches récréatives, tirées d'un programme de retour de talons de permis (tableau 7) et les dénombrements des adultes durant les relevés en plongée (tableau 16). Depuis 2013, les dénombrements en plongée ont été élargis dans la rivière North pour inclure d'autres tronçons en amont (de la fosse West Confluence à la fosse McLeans) qui ont fait l'objet de relevés de 2004 à 2012. La proportion de saumons atlantiques observée dans le tronçon ajouté variait de 6 à 52 % du nombre total d'adultes. Le facteur d'échelle fondé sur les observations moyennes dans le tronçon supplémentaire (23,75 %) a été appliqué à tous les dénombrements en plongée de 2004 à 2012. Aucun facteur d'échelle n'a été appliqué pour les années antérieures à 2004, car l'étendue du relevé en plongée n'est pas bien documentée. Les données supplémentaires pour la rivière North comprennent les dénombrements estivaux en plongée effectués en 2001 et toutes les années de 2014 à 2019 (tableau 17). Les dénombrements estivaux en plongée sont réalisés en comptant les saumons atlantiques adultes, petits et grands, qui se regroupent dans les fosses tout au long des tronçons surveillés lors des dénombrements automnaux en plongée. Aucune expérience de marquage-recapture n'a été menée pour les dénombrements estivaux dans les fosses, de sorte que l'efficacité de l'observation n'est pas disponible pour produire une estimation de l'abondance à partir des dénombrements estivaux.

Comme il n'a pas été possible d'évaluer la population de la rivière North selon les mêmes méthodes d'analyse que celles utilisées pour les rivières Middle et Baddeck (Gibson et Bowlby 2009), les données sur les échappées et les prises dans les pêches récréatives tirées des dénombrements en plongée sont présentées séparément. Des dénombrements en plongée ont été menés dans des conditions favorables dans la rivière North ces dernières années, notamment six dénombrements réussis dans les sept dernières années (de 2013 à 2019; tableau 16). Des expériences de marquage-recapture ont également été menées pendant quatre de ces années et l'efficacité de l'observation était relativement stable tout au long de la série chronologique (moyenne de $0,48 \pm 0,03$ ET). L'estimation des dénombrements en plongée est considérée comme la représentation la plus exacte de l'abondance des adultes.

En raison des difficultés associées à l'exécution des dénombrements en plongée dans le passé (avant 2013), les remontes dans la rivière North ont été estimées à partir des prises dans les pêches récréatives avec un facteur d'échelle du taux de prise par rapport à l'échappée estimée d'après les relevés de dénombrement en plongée (MPO 2012a, Levy et Gibson 2014).

L'estimation du taux de prises utilisée pour évaluer les prises dans les pêches récréatives a été évaluée de manière à inclure les données des récents dénombrements en plongée; elle a été jugée très variable et peu susceptible de fournir une mesure exacte de l'abondance. De plus, les prises déclarées dans les pêches récréatives sont étroitement liées à l'effort et l'effort varie (figure 4). Cette relation rend difficile l'interprétation des données avant un changement important de l'effort de pêche survenu après la fermeture de la pêche avec rétention des prises en 1994, l'effort ayant diminué de plus de 70 % et étant demeuré relativement faible depuis.

Bien que la série chronologique sur les prises dans les pêches récréatives ne permette pas de tirer d'estimations précises de l'abondance, les prises déclarées dans les pêches récréatives dans les années 1980 sont beaucoup plus élevées que les estimations de l'abondance mises à l'échelle calculées à partir des trois générations les plus récentes, ce qui laisse croire à une diminution importante de l'abondance totale depuis les années 1980.

À l'aide des données de dénombrement de plongée disponibles, on a estimé la ponte de 2019 à 96 % de la ponte requise pour la conservation, et elle était égale ou supérieure à 100 % trois des neuf années (2013, 2016, 2017) échantillonnées au cours des trois dernières générations (de 2003 à 2019; figure 5). La ponte minimale durant les trois dernières générations a été enregistrée en 2014, à 36 % de la ponte requise pour la conservation. Les estimations récentes de l'abondance (maximum de 116 % de la ponte requise pour la conservation) représentent une diminution par rapport aux estimations de l'abondance observées dans les années 1990, dont les pontes estimées se situaient entre 121 % et 262 % de la ponte requise pour la conservation. Sur les trois dernières générations (16 ans; de 2003 à 2019), aucun changement important n'a été observé dans l'estimation de l'échappée (tableau 10). À l'exception de 2014, les estimations de l'abondance fondées sur les dénombrements en plongée des années les plus récentes (de 2013 à 2019) atteignaient la ponte requise pour la conservation ou s'en approchaient.

3.4. RIVIÈRE GRAND

La ponte requise pour la conservation dans la rivière Grand est de 1,1 million d'œufs (O'Connell *et al.* 1997). Ce calcul repose sur une estimation de 461 800 m² d'habitat de croissance disponible et une ponte cible de 2,4 œufs/m². Cette ponte devrait provenir d'environ 545 grands et petits saumons combinés (O'Connell *et al.* 1997).

Aucune nouvelle donnée n'est disponible pour la rivière Grand depuis la fermeture de la pêche récréative en 2010, avant la précédente mise à jour de l'état (tableau 18 tiré de Levy et Gibson 2014). Les données disponibles pour évaluer l'état du saumon atlantique dans la rivière Grand étaient les estimations des prises dans les pêches récréatives jusqu'en 2009 provenant du programme de retour des talons de permis pour le saumon atlantique et les dénombrements de saumons adultes remontant la passe migratoire de Grand River Falls jusqu'en 1999 (tableau 19 tiré de Levy et Gibson 2014). La rivière Grand n'a pas atteint la ponte requise pour la conservation en amont de la passe migratoire depuis 1998, et la composante sauvage du stock ne l'a pas atteinte depuis 1990 (figure 6; Robichaud-Leblanc et Amiro 2004). Lors de la dernière évaluation, le saumon atlantique de la rivière Grand était bien en deçà de la ponte requise pour la conservation et a connu un déclin de 97 % dans les 15 dernières années (de 1994 à 2009, environ trois générations) de la série chronologique (Levy et Gibson 2014; tableau 10).

3.5. RIVIÈRE CLYBURN (RUISSEAU)

La ponte requise pour la conservation dans le ruisseau Clyburn est de 0,28 million d'œufs (O'Connell *et al.* 1997). Ce calcul repose sur une estimation de 116 500 m² d'habitat de croissance disponible et une ponte cible de 2,4 œufs/m². Cette ponte devrait provenir d'environ 10 petits et 65 grands saumons (O'Connell *et al.* 1997).

Parcs Canada a effectué des relevés annuels en plongée dans le ruisseau Clyburn de 1985 à 2019, à l'exception de quatre années (1991, 1993, 1996, 2015). Les dénombrements des grands et petits saumons sont consignés séparément (tableau 8). Certaines années, seul le cours inférieur du ruisseau a fait l'objet d'un relevé. On ignore l'efficacité de l'observation des dénombrements en plongée, mais la série chronologique fournit un indice de l'abondance relativement constant. Les dénombrements dans le ruisseau Clyburn étaient les plus élevés en 1987, avec un total de 175 saumons (tableau 8 et figure 7), mais le total n'a dépassé 20 saumons que deux fois dans les 20 dernières années (2001 et 2003). D'importantes baisses ont été estimées en 2011, à 95 % et à 89 %, sur 20 ans (de 1991 à 2011) et 15 ans (de 1996 à 2011), respectivement (Levy et Gibson 2014). Les nombres tirés des relevés sont demeurés faibles depuis la dernière mise à jour et on a observé des déclinés de 74 % au cours des 20 dernières années (de 1999 à 2019) et de 56 % dans les 15 dernières années (de 2004 à 2019; tableau 10). La réduction des taux de déclin mis à jour par rapport à ceux présentés dans Levy et Gibson (2014) ne dénote pas un rétablissement, mais résulte des estimations élevées de l'abondance dans les années 1990 qui ne correspondent plus aux 15 et 20 dernières années les plus récentes.

3.6. AUTRES RIVIÈRES

Il y a très peu d'information disponible sur les autres rivières de l'UD de l'est du Cap-Breton. Avant 2010, les données sur les prises et l'effort dans les pêches récréatives tirées du programme de retour des talons de permis étaient disponibles pour 31 rivières de l'est du Cap-Breton (annexe 5 dans Levy et Gibson 2014). Une analyse de ces données a révélé que les prises et l'effort dans les pêches récréatives étaient plus importants dans les années 1980 et 1990, et que les prises ont diminué de plus de 75 % entre la moyenne sur cinq ans de 1983 à 1987 et les cinq dernières années pour lesquelles les données sont disponibles (de 2005 à 2009) dans toutes les rivières, sauf quatre (les rivières Baddeck, Middle, North et North Aspy; Levy et Gibson 2014). La pêche récréative a été fermée dans la rivière North Aspy en 2013. Au moment de la fermeture de la pêche récréative dans toutes les autres rivières (2010), peu ou pas d'effort de pêche a été signalé dans la plupart des rivières de la ZPS 19, ce qui permet de penser que l'effort de pêche s'est contracté dans les quelques rivières de la ZPS qui contiennent un nombre appréciable de saumons atlantiques (Gibson et Bowlby 2009). De même, l'année précédant les fermetures généralisées de la pêche à la ligne, 98,3 % de l'effort de pêche récréative de 2009 et 98,6 % des prises dans les pêches récréatives dans la ZPS 19 ont eu lieu dans les rivières Baddeck, Middle et North (Levy et Gibson 2014). Ce changement dans l'effort de pêche à la ligne avant les fermetures suggère également que l'abondance était faible dans les autres rivières et que les pêcheurs à la ligne passaient à des rivières où les saumons étaient plus abondants (Levy et Gibson 2014).

3.7. SOURCES D'INCERTITUDE

Le nombre de petits et de grands saumons pêchés et remis à l'eau, l'effort de pêche ainsi que la mortalité liée à la pêche avec remise à l'eau dans la ZPS 19 sont estimés grâce aux talons de permis retournés dans le cadre de la pêche récréative du saumon. Pour tenir compte des talons non retournés, les chiffres des prises et de l'effort de pêche sont ajustés au moyen d'un facteur de correspondance entre les prises déclarées et le nombre de lettres de rappel envoyées aux

titulaires de permis de pêche. Pour les données sur les prises de la pêche récréative, les déclarations d'effort de pêche et de prises supérieures ou inférieures aux prises réelles de saumons auraient des effets sur les résultats des estimations fondées en grande partie sur ces données.

La répartition du saumon atlantique dans les rivières dépend de facteurs environnementaux (niveau d'eau, débit, température) qui varient dans le temps et qui ont probablement une incidence sur l'occupation. Ces changements de l'occupation peuvent influencer l'uniformité des relevés de dénombrement en plongée. De même, le succès de la pêche à la ligne peut varier au fil du temps en fonction de la répartition du saumon atlantique dans la rivière.

Du fait du nombre limité de populations évaluées dans l'est du Cap-Breton et des tendances incohérentes entre les populations pour lesquelles des données existent, il faut faire preuve de prudence pour évaluer l'état du saumon atlantique dans l'ensemble de l'UD. L'effort de pêche récréative était réparti entre de nombreuses rivières par le passé, mais avant la fermeture généralisée de la pêche, l'effort et les prises étaient surtout concentrés dans les rivières North, Baddeck et Middle, ce qui donne à penser que l'abondance a diminué dans l'ensemble de l'UD, en particulier celle des populations non surveillées.

4. TENDANCES DE LA RÉPARTITION

Peu de données sont disponibles sur la répartition du saumon atlantique dans l'est du Cap-Breton. Les estimations des prises et de l'effort dans les pêches récréatives provenant du programme de retour des talons de permis sont disponibles avant 2010 pour 31 rivières de l'est du Cap-Breton (annexe 5 dans Levy et Gibson 2014). Les prises et l'effort ont diminué considérablement par rapport aux années 1980 et au début des années 1990 (Gibson et Bowlby 2009), mais des prises ont été déclarées dans 20 des rivières depuis 2000.

Des relevés par pêche à l'électricité ont été effectués pour estimer les densités des juvéniles avec une couverture spatiale relativement limitée dans l'est du Cap-Breton. Levy et Gibson (2014) ont examiné les résultats des relevés antérieurs par pêche à l'électricité de 2006 et 2007 (présentés dans Gibson et Bowlby 2009) et de 1998 à 2002 (décrits dans Robichaud-Leblanc et Amiro 2004). Dans leur résumé, Levy et Gibson (2014) expliquent qu'au moins un stade biologique juvénile (alevin non vésiculé ou tacon) a été capturé dans chaque rivière visée par un relevé dans l'est du Cap-Breton depuis 1996, mais que l'abondance était généralement faible par rapport aux valeurs de référence indiquées par Elson (1967).

Le plus récent relevé par pêche à l'électricité a été mené par le MPO et l'Institut de ressources naturelles Unama'ki en 2016. Les méthodes utilisées pour le relevé par pêche à l'électricité de 2016 suivent les protocoles appliqués dans le relevé régional de 2006-2007 (Gibson et Bowlby 2009), tels que décrits dans Chaput *et al.* (2005). Toutes les espèces capturées ont été identifiées; on a mesuré leur longueur à la fourche (mm) et on les a pesées (g). Les prises totales de saumon atlantique ont été résumées pour l'âge 0 (alevins) et les âges 1 à 3 des tacons à chaque site d'après la détermination de l'âge à partir des écailles. La densité des juvéniles (nombre de poissons par 100 m² de zone d'habitat) a été calculée à l'aide de la méthode de la capture par unité d'effort (CPUE) décrite dans Chaput *et al.* (2005) pour la pêche à l'électricité à passage unique sur des sites ouverts, et utilisée par Gibson et Bowlby (2009).

Durant le relevé par pêche à l'électricité de 2016, 31 sites ont été pêchés dans 11 rivières et des alevins ou des tacons de saumon atlantique étaient présents à tous les sites (tableau 20). Les densités des alevins et des tacons étaient faibles par rapport aux indices de l'abondance normale (Elson 1967) de 29 alevins par 100 m² et de 38 tacons (âges 1 et plus combinés) par 100 m² à la plupart des sites échantillonnés (tableau 20). Les densités d'alevins étaient

supérieures à 29 alevins par 100 m² uniquement aux sites échantillonnés dans la rivière Baddeck, le ruisseau Indian et la rivière Denys et les densités de tacons (âges 1 et 2 combinés) étaient supérieures à 38 tacons par 100 m² seulement aux sites dans la rivière Baddeck, la rivière Skye et la rivière Denys (tableau 20). Cependant, certains cours d'eau où l'abondance des alevins et des tacons était supérieure aux indices de l'abondance normale (Elson 1967) lors des relevés de 2006 et de 2007 n'ont pas été réexaminés en 2016 (par exemple, les rivières Middle, North et North Aspy). Des tacons d'âge 3 n'ont été observés que dans la rivière Grand, la rivière Tillard, la rivière Denys et la rivière Sydney, en faibles densités (maximum de neuf poissons par 100 m²; tableau 20). Les sites échantillonnés en 2006 ou en 2007 n'ont été répétés que dans trois rivières en 2016 : la rivière Grand (Grand003), le ruisseau Indian (Ind001) et la rivière Denys (DEN001, DEN2002).

Parcs Canada a réalisé d'autres exercices de pêche à l'électricité dans des rivières de l'est du Cap-Breton qui peuvent fournir des renseignements sur la répartition du saumon dans les rivières pour lesquelles le MPO ne dispose pas de données.

5. ESTIMATIONS DE L'EFFECTIF TOTAL DE LA POPULATION

La collecte de données est suffisante pour estimer l'abondance récente des adultes dans l'est du Cap-Breton pour seulement quatre rivières. Seules des inférences générales au sujet de l'abondance relative, fondées sur des données historiques sur la pêche récréative à la ligne peuvent être suggérées, et les changements dans les populations ne sont actuellement pas surveillés dans la plus grande partie de l'UD. Une estimation de l'effectif total de la population pour l'UD n'est pas disponible.

6. CARACTÉRISTIQUES DE L'HABITAT

Sept écodistricts ont été identifiés dans l'UD de l'est du Cap-Breton (Levy et Gibson 2014) et des descriptions détaillées des propriétés fonctionnelles de l'habitat du saumon atlantique, de l'étendue spatiale des zones de l'est du Cap-Breton où se trouvent ces propriétés et des menaces cernées pour l'habitat sont disponibles (Levy et Gibson 2014, Gibson *et al.* 2014). L'UD contient au moins 46 bassins hydrographiques qui soutiennent ou ont soutenu le saumon atlantique (MPO 2014, Gibson *et al.* 2014; figure 1). De plus, il est probable que le saumon a utilisé ou aurait utilisé un certain nombre de bassins hydrographiques plus petits ou non évalués qui se déversent dans la côte atlantique ou dans les lacs Bras d'Or dans l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014). On considère généralement que l'eau est de meilleure qualité dans les rivières de l'est du Cap-Breton et que celles-ci sont moins touchées par les activités humaines que les autres rivières de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse (Amiro *et al.* 2006). Les rivières qui prennent leur source dans les hautes-terres du Cap-Breton ont généralement des gradients abrupts et une eau de relativement bonne qualité (Gibson et Bowlby 2009, Davis et Browne 1996); ce sont le plus souvent de petites rivières courtes avec peu de lacs dans les tronçons supérieurs (Gibson *et al.* 2014). Les rivières à l'est des lacs Bras d'Or ont généralement un gradient moyen moins fort, un débit d'eau saisonnier plus faible et des températures modérées par les lacs qui se trouvent dans leur cours moyen (Robichaud-LeBlanc et Amiro 2004).

En combinant les renseignements sur les 46 bassins hydrographiques de l'est du Cap-Breton, on estime à 4 545 km² la superficie de la zone de drainage contenant une zone de croissance du saumon atlantique d'environ 17 942 900 m² (Gibson *et al.* 2014). Plus de la moitié de la zone productive pour le saumon (10 647 500 m²) se trouve dans les bassins hydrographiques des rivières Mira, Inhabitants, Middle, Baddeck et Framboise, et 17 des 46 bassins hydrographiques ont une zone de croissance estimée à moins de 100 000 m² (Gibson *et al.* 2014).

7. MENACES

En 2014, Gibson et ses collaborateurs ont effectué une évaluation du potentiel de rétablissement de l'UD de l'est du Cap-Breton et présenté un examen systématique des menaces actuelles et de leurs effets, ou effets potentiels, sur les populations de l'est du Cap-Breton. La section suivante résume et met à jour les menaces décrites dans Gibson *et al.* (2014). Toutefois, l'ampleur, l'occurrence, la gravité, la certitude causale et le niveau de préoccupation associés à chaque menace (tableaux A1 et A2) sont fondés sur l'évaluation initiale de Gibson *et al.* (2014). Les menaces ont également été organisées en catégories à l'aide du calculateur de menaces de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et discutées en fonction de leurs effets sur les milieux d'eau douce ou marins. Dans l'environnement d'eau douce, les menaces considérées comme présentant un niveau de préoccupation moyen étaient les suivantes : l'altération de l'hydrologie, l'envasement et la sédimentation, les espèces de poissons non indigènes, l'empoisonnement pour la mise en valeur des pêches (saumon atlantique – à l'aide de méthodes traditionnelles), l'empoisonnement d'autres salmonidés [truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) – y compris dans les lacs Bras d'Or, truite brune (*Salmo trutta*) et omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*)], les changements de l'abondance des prédateurs et des proies, les effets génétiques du petit effectif des populations, les ponceaux, les infrastructures, la foresterie et le ciblage illicite du saumon pendant la pêche récréative (tableau A1). Seuls la pêche illicite et le braconnage du saumon étaient considérés comme présentant un niveau de préoccupation élevé dans l'environnement d'eau douce. Dans l'environnement estuarien/marin, les menaces désignées comme étant très préoccupantes étaient la salmoniculture, les changements dans l'écosystème marin et les maladies et parasites (tableau A2).

7.1. DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET COMMERCIAL

7.1.1. Habitations et zones urbaines

En 2014, sur les 46 bassins hydrographiques qui abritent des saumons atlantiques, les zones classées comme urbaines représentaient moins de 1 % (27 bassins hydrographiques) et de 5 % (deux bassins hydrographiques) de la superficie totale (Gibson *et al.* 2014). Cependant, Gibson et ses collaborateurs (2014) remarquent qu'il s'agit probablement de sous-estimations, car la résolution des données sur l'utilisation des terres n'était pas suffisante pour déterminer les petits chalets ou les zones défrichées et, en outre, le développement urbain a probablement augmenté dans les six dernières années depuis la dernière évaluation des menaces, en 2014. Cette menace a été évaluée en 2014 comme présentant un faible niveau de préoccupation (Gibson *et al.* 2014; tableau A1).

7.1.2. Zones commerciales et industrielles

Les zones industrielles couvraient plus de 5 % de la superficie d'un seul bassin hydrographique et moins de 1 % de la superficie de 30 autres en 2014 (Gibson *et al.* 2014).

7.1.3. Tourisme et loisirs

Aucune donnée du MPO disponible.

7.2. AGRICULTURE ET AQUACULTURE

7.2.1. Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois

Dans l'ensemble, l'agriculture est peu importante, couvrant moins de 1 % de la superficie de 29 bassins hydrographiques (Gibson *et al.* 2014). L'activité agricole est principalement concentrée dans trois bassins hydrographiques (ruisseau Aconi, ruisseau McKinnons et rivière Skye), où l'utilisation des terres agricoles occupe entre 6,07 % et 10,56 % de la superficie totale (Gibson *et al.* 2014). Cette menace a été évaluée en 2014 comme présentant un faible niveau de préoccupation (Gibson *et al.* 2014; tableau A1).

7.2.2. Élevage et élevage à grande échelle

Aucune donnée du MPO disponible.

7.2.3. Aquaculture en mer et en eau douce

Dans l'UD de l'est du Cap-Breton, l'aquaculture est davantage axée sur d'autres salmonidés et bivalves que sur le saumon atlantique. En 2014, on comptait dans l'est du Cap-Breton neuf concessions d'élevage de truites arc-en-ciel, dont huit avaient également un permis pour le saumon atlantique, mais aucune n'élevait des saumons atlantiques (Gibson *et al.* 2014). Depuis que la menace de l'aquaculture a été évaluée en 2014 par Gibson *et al.* (2014), l'industrie de l'aquaculture n'a connu qu'une croissance marginale. À l'heure actuelle, il y a dans l'UD de l'est du Cap-Breton neuf concessions d'élevage de poissons marins, dont huit détiennent également un permis pour le saumon atlantique et une possède un permis uniquement pour l'élevage de truites arc-en-ciel (permis expérimental). Il y a aussi trois autres sites proposés qui sont autorisés à élever des truites arc-en-ciel, l'un d'eux étant un agrandissement apparent d'une concession active (figure 8). Entre 2010 et 2019, deux évasions à grande échelle de truites arc-en-ciel ont été déclarées dans l'UD de l'est du Cap-Breton, une estimée à moins de 600 poissons en 2017 et l'autre à 29 000 poissons en 2018. En Nouvelle-Écosse, il y a eu cinq autres évasions de truites arc-en-ciel en 2019, dont deux de 20 poissons ou moins, et le nombre de fugitifs dans les trois autres événements n'a pas encore été déterminé. La production aquacole de truites en Nouvelle-Écosse est beaucoup moins importante que celle du saumon, mais la majorité des sites d'élevage de truites se trouvent dans l'UD de l'est du Cap-Breton. La production moyenne de truites d'élevage en Nouvelle-Écosse entre 2015 et 2019 était de 412,8 tonnes et a augmenté considérablement au cours de la dernière décennie (figure 9). Étant donné que l'industrie de l'aquaculture est moins axée sur le saumon atlantique à l'intérieur de l'UD, les effets négatifs proviennent actuellement davantage des modifications de l'habitat, de la concurrence et de la prédation ou du transfert de maladies ou de parasites, plutôt que de l'introggression génétique. En 2014, l'aquaculture a été évaluée comme présentant un niveau de préoccupation faible à élevé selon l'environnement dans lequel elle se déroule (en eau douce ou en mer) et le type d'aquaculture ou de menace présent (tableaux A1 et A2).

Bien que les effets négatifs de l'introggression génétique dans l'UD soient considérés comme minimes, les évasions d'autres UD ou en cas de reprise de l'élevage du saumon atlantique dans l'UD pourraient avoir des effets considérables sur le faible effectif des populations de l'est du Cap-Breton (MPO 2014). Par le passé, de grands nombres de saumons atlantiques fugitifs ont été trouvés dans les rivières et les baies de l'UD de l'est du Cap-Breton. Entre 1994 et 2003, Morris et ses collaborateurs (2008) ont révélé qu'environ 12,5 % (580 sur 4 624) des saumons échantillonnés dans quatre rivières et deux baies venaient de l'aquaculture. Des saumons d'élevage ont également été détectés dans les lacs Bras d'Or, mais ils n'ont pas été dénombrés.

L'aquaculture des poissons à nageoires dans l'UD est principalement axée sur la truite arc-en-ciel. On estime qu'entre 1974 et 1983, près d'un million de truites arc-en-ciel se sont échappées dans les lacs (Hurley Fisheries Consulting 1989). La truite arc-en-ciel peut supplanter les juvéniles du saumon atlantique (Houde *et al.* 2017; Van Zwol *et al.* 2012) et le saumon atlantique modifiera son comportement en présence de la truite arc-en-ciel (Blanchet *et al.* 2006), ce qui pourrait accroître la probabilité de prédation (Bowlby *et al.* 2014). Cependant, on ne comprend pas totalement les effets négatifs de la truite arc-en-ciel d'élevage sur les populations sauvages de saumon atlantique dans l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014). En 2014, la salmoniculture était considérée comme présentant un niveau de préoccupation faible et élevé dans le milieu d'eau douce et marin, respectivement (Gibson *et al.* 2014; tableau A1).

L'aquaculture des bivalves est beaucoup plus répandue dans l'ensemble de l'UD comparativement aux salmonidés. Les concentrations les plus élevées se trouvent dans les estuaires des rivières North, Aspy, Denys et Middle (Gibson *et al.* 2014) et pourraient donc avoir un impact négatif sur ces populations. Les effets négatifs potentiels de l'aquaculture des bivalves concernent les modifications de l'habitat et culminent de trois façons : 1) les processus matériels (filtrage des aliments et production de déchets), 2) la structure physique (ancrage des structures physiques pour la culture des bivalves) et 3) les perturbations par vagues (activités de récolte et d'entretien qui peuvent perturber la communauté écosystémique et l'environnement) (Dumbauld *et al.* 2009). Cependant, la certitude causale des effets de l'aquaculture des bivalves sur les populations de saumon atlantique est faible en général et faible pour l'UD de l'est du Cap-Breton. En 2014, l'aquaculture d'autres espèces était considérée comme présentant un faible niveau de préoccupation (Gibson *et al.* 2014; tableau A2).

7.3. PRODUCTION D'ÉNERGIE ET EXPLOITATION MINIÈRE

7.3.1. Forage pétrolier et gazier

Aucune donnée du MPO disponible.

7.3.2. Exploitation de mines et carrières

Seules les mines abandonnées ont été utilisées dans l'examen de Gibson et ses collaborateurs (2014). Sur les 1 026 ouvertures de mines abandonnées utilisées dans l'examen, 892 étaient des mines de charbon historiques, principalement dans la partie sud-est de l'UD, et n'étaient pas situées dans les bassins hydrographiques visés par l'examen. Parmi les bassins hydrographiques examinés, c'est dans ceux de la rivière Mira, du ruisseau MacAskill et de la rivière Middle que l'on a trouvé le plus grand nombre d'ouvertures de mines (Gibson *et al.* 2014). La grande majorité des mines dans le bassin hydrographique de la rivière Middle étaient des mines d'or abandonnées (Gibson *et al.* 2014) qui pourraient causer des difformités squelettiques en raison des concentrations accrues de métaux (Silverstone et Hammell 2002). En 2014, l'exploitation minière était considérée comme présentant un faible niveau de préoccupation (Gibson *et al.* 2014; tableau A1).

7.4. CORRIDORS DE TRANSPORT ET DE SERVICE

7.4.1. Routes et chemins de fer

Les ponceaux n'ont pas été évalués directement; on a plutôt combiné les données sur le réseau de traversées de routes aux données sur le débit comme substituts des ponceaux (voir Gibson *et al.* 2014). Pour permettre des comparaisons entre les cours d'eau, on a utilisé des densités

de franchissements de routes par tranche de 10 km de longueur de cours d'eau. La densité moyenne et médiane des ponceaux était de 2,8/10 km. La densité des ponceaux était la plus élevée dans le ruisseau McKinnons, avec 7,5/10 km, et était supérieure à 5/10 km dans plusieurs petits bassins hydrographiques (Gibson *et al.* 2014). Les densités des traversées de routes étaient inférieures à 1/10 km dans neuf bassins hydrographiques. Il n'est pas surprenant que les densités les plus élevées aient été observées dans les bassins hydrographiques situés dans des zones plus peuplées et où les activités de foresterie et d'agriculture étaient importantes. En 2014, les ponceaux étaient considérés comme présentant un niveau de préoccupation moyen (Gibson *et al.* 2014; tableau A1). Gibson et ses collaborateurs (2014) notent également un grand nombre de routes non asphaltées par rapport aux routes asphaltées, qui pourraient accroître la sédimentation; les rivières les plus susceptibles d'être touchées sont le ruisseau Indian, dans le comté de Victoria, la rivière Middle et la rivière Framboise. Les infrastructures routières étaient considérées comme présentant un niveau de préoccupation moyen en 2014 (Gibson *et al.* 2014; tableau A1).

7.4.2. Lignes de services publics

Aucune donnée du MPO disponible.

7.4.3. Transport par eau

On pense que le bruit des navires provoque un comportement d'évitement chez le saumon atlantique et d'autres espèces et peut modifier leur répartition et l'écologie des habitats à proximité du rivage (Bowlby *et al.* 2014). Le trafic maritime est le plus intense à la sortie du golfe du Saint-Laurent par le détroit de Cabot et longe la côte sud de Terre-Neuve vers l'est, ce qui pourrait avoir des répercussions négatives sur les saumons atlantiques immatures et adultes dans l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014). Cependant, les impacts du trafic maritime sur le saumon atlantique sont faibles en général et pour l'UD de l'est du Cap-Breton, et étaient considérés comme présentant un faible niveau de préoccupation en 2014 (Gibson *et al.* 2014; tableau A1).

7.5. UTILISATION DES RESSOURCES BIOLOGIQUES

7.5.1. Exploitation forestière et coupe du bois

Par rapport à l'agriculture, les activités forestières couvrent une zone beaucoup plus vaste dans la majorité des bassins hydrographiques de l'est du Cap-Breton. Entre 10 % et 30 % de la superficie du bassin hydrographique de 16 des 46 rivières sont utilisés à des fins forestières (Gibson *et al.* 2014) et la foresterie couvre entre 5 % et 10 % de la superficie du bassin hydrographique de 20 rivières. Les dix autres bassins hydrographiques se trouvent à l'intérieur des limites de parcs nationaux et sont donc protégés contre les activités forestières (Gibson *et al.* 2014). En 2014, la foresterie était considérée comme présentant un niveau de préoccupation moyen (tableau A1), mais Gibson et ses collaborateurs (2014) précisent que les données présentées ci-dessus proviennent d'un relevé effectué en 1995 et qu'il est possible que l'utilisation des terres ait beaucoup changé dans les 19 années suivant l'évaluation de la menace.

7.5.2. Pêche et récolte de ressources aquatiques

En 2011, il y avait trois types de pêche dirigée du saumon atlantique au Canada : les pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles des Premières Nations, les pêches des résidents du Labrador et les pêches récréatives (CIEM 2012). Les pêches commerciales du saumon atlantique au Canada sont fermées depuis 2000 (CIEM 2012). Les statistiques de rétention

suivantes proviennent de Gibson *et al.* (2014) et sont des données agrégées sur les pêches en mer et en eau douce. Gibson et ses collaborateurs (2014) ont évalué un niveau de préoccupation faible, faible et élevé pour les pêches autochtones, récréatives et illicites, respectivement, en eau douce et un niveau de préoccupation faible, moyen et faible pour les pêches de subsistance (résidents du Labrador et pêches autochtones), les pêches internationales et locales, respectivement dans le milieu estuarien et marin (tableaux A1 et A2).

7.5.2.1. Pêches de subsistance des Premières Nations et pêches vivrières des résidents du Labrador

En 2010, trois groupes des Premières Nations ont participé à la pêche de subsistance au Labrador (Gibson *et al.* 2014) à l'aide de filets maillants dans les estuaires et les baies (CIEM 2012); cette pêche représentait la majorité des prises de toutes les pêches autochtones (Bowlby *et al.* 2014). Les statistiques sur les prises déclarées par ces groupes sont estimées à plus de 85 % (MPO et MRNF 2009). En 2010 et en 2011, les prises totales de toutes les pêches autochtones ont été estimées à 59,3 et 70,4 tonnes, respectivement (CIEM 2012). Depuis 2011, la récolte totale a varié entre 52,5 t et 64,0 t, et s'élevait à 54, t en 2019. Comme on estime que 95 % de cette récolte proviennent de saumons remontant dans les rivières du Labrador, étant donné que la pêche se pratique principalement dans les estuaires des rivières locales (CIEM 2011), elle devrait avoir peu d'effet sur les populations de l'est du Cap-Breton.

Les résidents non autochtones du Labrador participent également à la pêche vivrière avec les mêmes exigences en matière d'engin et de déclaration (Gibson *et al.* 2014). En 2011, les prises estimées étaient de 2,1 t, dont 37 % étaient de grands saumons (CIEM 2012). Depuis 2011, les prises ont diminué à 1,6 t, dont 47 % de grands saumons en 2019 (CIEM 2020). Afin de réduire au minimum le nombre de saumons atlantiques interceptés dans des populations non locales, la pêche a lieu à 95 % dans les rivières et les estuaires (CIEM 2011) et devrait donc avoir un impact minimal sur les populations de l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014).

7.5.2.2. Pêches autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles (dans l'UD de l'est du Cap-Breton)

Des permis sont délivrés à différents groupes pour certaines rivières et précisent les limites, l'engin et les saisons de la pêche autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles (Gibson *et al.* 2014). Des restrictions ont été imposées pour limiter l'impact en réglementant la taille des saumons qui peuvent être récoltés ou à rejeter entièrement (Gibson *et al.* 2014). Par le passé, on a estimé que la récolte de saumon par les Autochtones était minime comparativement à la pêche récréative (Gibson *et al.* 2014).

7.5.2.3. Pêches internationales

La France pratique une pêche limitée au filet maillant au large de l'archipel Saint-Pierre-et-Miquelon, sur la côte sud-ouest de Terre-Neuve. En 2011, neuf permis professionnels (trois filets maillants de 360 m de long chacun) et 56 permis récréatifs (un filet maillant de 180 m) ont été délivrés, pour une récolte totale de 3,8 t (CIEM 2012, Gibson *et al.* 2014). Les analyses génétiques ont révélé qu'environ 96 à 98 % des prises étaient des saumons atlantiques d'origine canadienne. Plus récemment, le nombre de permis professionnels délivrés est semblable à celui de 2011, avec sept émis en 2019, mais le nombre de permis récréatifs a régulièrement augmenté pour atteindre 80 en 2019 (CIEM 2020). Depuis 2011, la plus forte récolte a eu lieu en 2013, à 5,3 t, mais elle a chuté à 1,29 t en 2019 (CIEM 2020). En 2017, 2018 et 2019, on a estimé que 1,6 %, 0,1 % et 0 % des poissons pêchés provenaient des populations de l'est de la Nouvelle-Écosse, respectivement (CIEM 2019, CIEM 2020). Compte tenu de la proximité de la pêche et des profils de la répartition des populations de l'est du Cap-

Breton, il est probable que la pêche aura un effet négatif sur les populations de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014).

En 2010, les débarquements destinés aux conserveries du Groenland ont été fixés à 0 t et seules les prises à utiliser pour la consommation interne ont été autorisées (CIEM 2019). La pêche du saumon est autorisée au moyen de filets maillants, de filets dérivants et à la ligne dans six divisions le long de l'ouest du Groenland et dans une division de l'est du Groenland (Gibson *et al.* 2014). En 2010, la récolte totale était de 40 t (CIEM 2019). Comparativement à 2009, elle représentait une augmentation de 53 % (Gibson *et al.* 2014). De 2012 à 2014, il a été décidé d'autoriser les débarquements destinés aux conserveries, avec un quota de 30 t à 35 t qui ne comprenait pas les prises commerciales ou privées (CIEM 2019). En 2015, un quota de 45 t a été établi qui comprenait les prises des trois sources (CIEM 2019). Si l'on compare les sept années où les débarquements destinés aux conserveries étaient autorisés (de 2012 à 2018) aux sept années où ils étaient établis à 0 t (de 2005 à 2011), la récolte totale est passée de 182 t (de 2005 à 2011) à 290 t (de 2012 à 2018), soit une hausse de 59 %. En 2019, on a estimé qu'environ 29,8 t ont été débarquées, avec 0,4 % (IC à 95 % = 0,1 % à 0,9 %) des prises totales dans l'ouest du Groenland provenant des populations de l'est de la Nouvelle-Écosse (CIEM 2020) et il est donc probable que la pêche du Groenland ait des effets négatifs sur les populations de l'UD de l'est du Cap-Breton.

7.5.2.4. Pêches commerciales locales

Les pêches commerciales locales ont une faible capacité d'influer sur les populations de l'est du Cap-Breton, car toutes les pêches commerciales du saumon atlantique au Canada ont été fermées. Seules les pêches côtières peuvent avoir une incidence sur les populations, mais en raison du manque de données sur les retours d'étiquettes, il est difficile d'estimer la quantité perdue (Gibson *et al.* 2014).

7.5.2.5. Pêches récréatives

Il a été démontré que la pêche récréative du saumon atlantique a un effet négatif sur les populations de saumon atlantique en raison de la mortalité directe ou de la réduction du succès de la reproduction (MPO 2011). Pour réduire les impacts de la pêche récréative, plusieurs mesures ont été mises en place. En 1984, un système de remise à l'eau obligatoire des grands saumons (longueur à la fourche de 63 cm ou plus) et de retour des talons de permis a été mis en œuvre pour mieux consigner les données sur les prises (O'Neil *et al.* 1987) et en 1998, la remise à l'eau obligatoire a été étendue aux petits saumons (longueur à la fourche inférieure à 63 cm). En 2010, toutes les rivières de l'UD de l'est du Cap-Breton ont été fermées à la pêche récréative, sauf les rivières Baddeck, North, Middle et North Aspy (MPO 2012a). À la suite de cette fermeture, Gibson et ses collaborateurs (2014) notent que la pression de la pêche à la ligne dans les rivières fermées a chuté de façon spectaculaire et que dans les rivières où la pêche reste ouverte, la pression de la pêche à la ligne est demeurée relativement semblable à ce qu'elle était avant les fermetures. Depuis 2013, la rivière North Aspy est également fermée à la pêche récréative, ne laissant que les rivières Middle, Baddeck et North ouvertes.

Bien que la pêche récréative du saumon atlantique soit fermée dans la majorité des rivières de l'UD de l'est du Cap-Breton, il est toujours possible que le saumon atlantique dans ces rivières fermées soit capturé comme prises accessoires dans les pêches qui ciblent d'autres espèces. Toutefois, lorsqu'on a recours à des mesures pertinentes (utiliser des engins et du matériel appropriés et cibler des types d'habitat précis pour des espèces données), il est peu probable que la pêche récréative entraîne la capture de saumons atlantiques adultes (Gibson *et al.* 2014). Les saumons atlantiques juvéniles risquent davantage d'être capturés dans la pêche de l'omble de fontaine, mais les prises accessoires sont encore présumées faibles et étant donné l'abondance de ce stade biologique, les effets sur le niveau de la population sont probablement

minimes (Gibson *et al.* 2014). On comprend mal la mortalité causée par la pêche à la ligne à l'hameçon avec remise à l'eau des saumoneaux, mais il a été démontré qu'elle a des effets négatifs sur le stress et la survie des saumons adultes. Cependant, différentes mesures ont été mises en place pour éviter les prises accessoires et réduire le stress sur les saumons adultes en limitant les saisons de pêche et les types d'engins utilisés (MPO et MRNF 2009) et en appliquant des protocoles relatifs aux eaux chaudes pour fermer la pêche à la ligne lorsque la température de l'eau est élevée.

Il est également possible que les pêcheurs à la ligne ciblent en fait le saumon atlantique dans les rivières fermées en prétendant pêcher d'autres espèces. Récemment, on s'est inquiété de la pêche, dans une rivière fermée, pratiquée à l'aide d'engins ou de mouches spéciaux pour le saumon atlantique et dans des fosses connues pour abriter des saumons atlantiques (MPO 2011). Dans d'autres UD, comme celle des hautes terres du sud, des ordonnances ont été prises pour interdire toute pêche à la ligne dans les fosses à saumon, mais aucune mesure de ce genre n'a été mise en place pour l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014).

7.5.2.6. Pêches illicites

Il est difficile de quantifier les effets du braconnage, car la majorité des rapports sur la pêche illicite sont anecdotiques, mais il y a eu des signalements de braconnage dans l'est du Cap-Breton avec des filets maillants et des engins de pêche récréative (Gibson *et al.* 2014). Comme l'effectif des populations de l'est du Cap-Breton surveillées a toujours été inférieur à la valeur requise pour la conservation, tout prélèvement d'adultes de la population pourrait avoir des répercussions importantes.

7.5.2.7. Prises accessoires dans d'autres pêches

Aucune prise accessoire n'a été déclarée dans les pêches autochtones d'autres espèces en eau douce et, afin de limiter les prises accessoires, les engins de pêche et les saisons ont été modifiés (MPO et MRNF 2009); c'est pourquoi on pense que l'impact sur les populations de l'est du Cap-Breton est extrêmement faible (Bowlby *et al.* 2014). Il n'y a pas eu non plus de prises accessoires déclarées dans les pêches autochtones en mer, sauf au Labrador, mais la probabilité que ces pêches capturent des saumons de l'est du Cap-Breton est faible (Gibson *et al.* 2014) puisque 93 % des pêches de saumon au Canada ont lieu dans des rivières ou des estuaires (CIEM 2020).

La rétention des prises accessoires de saumon dans d'autres pêches n'est pas permise et, bien qu'il y ait peu d'estimations du nombre de rejets, la quantité de prises accessoires dans d'autres pêches est considérée comme faible (CIEM 2020). Reddin et ses collaborateurs (2002) ont estimé dans une étude que les prises accessoires dans les pêches du maquereau et du hareng d'appât à Terre-Neuve représentaient 0,3 % des prises. On pense que la quantité de saumon de l'est du Cap-Breton capturée comme prises accessoires dans d'autres pêches est faible (Gibson *et al.* 2014).

Des préoccupations entourent les prises accessoires non déclarées dans les pêches hauturières qui sont exploitées en dehors des systèmes de surveillance réglementaire (Gibson *et al.* 2014). La répartition des saumons immatures, du maquereau et du hareng se chevauche et il est possible que le saumon soit une composante non détectée de ces pêches, mais il n'existe aucune donnée à l'appui de ces hypothèses (Gibson *et al.* 2014, MPO et MRNF 2009).

7.6. INTRUSIONS ET PERTURBATIONS HUMAINES

7.6.1. Activités récréatives

On pense que la mortalité associée aux activités scientifiques est faible, car ces activités visent à réduire le plus possible les manipulations et le stress (MPO et MRNF 2009). Les activités scientifiques typiques menées dans l'UD de l'est du Cap-Breton appliquent des méthodes passives non intrusives, mais la pêche à l'électricité a été pratiquée par le passé (Gibson *et al.* 2014).

7.7. MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS

7.7.1. Incendies et lutte contre les incendies

Aucune donnée du MPO disponible.

7.7.2. Barrages, gestion et utilisation de l'eau

Lorsque la dernière évaluation de la production hydroélectrique a été effectuée par Gibson et ses collaborateurs (2014), une seule centrale hydroélectrique importante était en exploitation. L'installation comprenait 14 barrages et déversoirs, ainsi que des dérivations d'eau dans les rivières Cheticamp et Ingonish et les ruisseaux Indian et Wreck Cove (Gibson *et al.* 2014). Gibson et ses collaborateurs (2014) ont noté que les installations ne semblaient pas offrir de passage du poisson, mais que la majorité des barrages étaient en amont des obstacles naturels et infranchissables pour le saumon, sauf dans le ruisseau Wreck Cove. Pour ce qui est des autres obstacles physiques, on considérait que le poisson pouvait franchir uniquement cinq des 20 obstacles, mais seuls le barrage du lac Grand dans le ruisseau Northwest et le barrage de la rivière Sydney avaient des impacts importants sur la disponibilité de l'habitat (diminution de l'habitat disponible de plus de 25 %; Gibson *et al.* 2014). Gibson et ses collaborateurs (2014) ont également repéré des réservoirs et déterminé qu'ils ne touchaient que neuf des 46 bassins hydrographiques de l'UD. Le bassin hydrographique où les effets étaient les plus graves était celui du ruisseau Indian, qui comptait environ 9,2 km² de réservoir, mais la superficie médiane touchée dans les neuf bassins hydrographiques n'était que de 0,97 km² (Gibson *et al.* 2014). Les barrages hydroélectriques et les autres barrages et réservoirs sont tous considérés comme présentant un faible niveau de préoccupation (Gibson *et al.* 2014; tableau A1).

7.7.3. Autres modifications de l'écosystème

Aucune donnée du MPO disponible.

7.8. INTERACTIONS NÉGATIVES AVEC D'AUTRES ESPÈCES ET GÉNÉTIQUES

7.8.1. Espèces exotiques/non indigènes envahissantes

Les espèces de poissons envahissantes présentes dans les eaux douces de l'est du Cap-Breton sont la truite arc-en-ciel, la truite brune, le brochet maillé (*Esox niger*) et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*). La répartition de l'achigan à petite bouche et du brochet maillé dans l'UD est limitée, mais les deux espèces peuvent avoir des répercussions négatives sur la population de saumon atlantique (Gibson *et al.* 2014). En 2014, l'achigan à petite bouche et le brochet maillé n'étaient présents que dans le bassin hydrographique de la rivière Sydney (Gibson *et al.* 2014); leur impact sur les populations de saumon atlantique serait donc limité à ce bassin hydrographique. Les effets de la truite brune et de la truite arc-en-ciel sont abordés ci-après dans la section « Empoisonnement d'autres salmonidés ». Les espèces de poissons

non indigènes présentent un niveau de préoccupation moyen dans l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014; tableau A1). L'écrevisse américaine (*Faxonius limosus*) est une autre espèce non indigène, autre que de poisson, présente dans les eaux douces de l'UD. Cette espèce a été découverte dans le lac Freshwater et, compte tenu de sa proximité de l'estuaire de la rivière Ingonish, elle pourrait envahir la rivière (Gibson *et al.* 2014), modifier l'habitat et se nourrir des œufs et des juvéniles des salmonidés (Reynolds 2011). Toutefois, cette menace est considérée comme présentant un faible niveau de préoccupation (tableau A1).

Dans les environnements estuariens et marins de l'UD de l'est du Cap-Breton, le crabe vert (*Carcinus maenus*), les tuniciers envahissants (*Ciona intestinalis*, *Botrylloides violaceus* et *Botryllus schlosseri*), les algues brunes (*Fucus serratus*) et les algues rouges (*Neosiphonia harveyi*) ont été observés sur toute la côte et dans les lacs Bras d'Or, et pourraient donc modifier les habitats marins du saumon atlantique de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014). Cependant, cela n'a pas encore été lié au saumon atlantique (Bowlby *et al.* 2014). Ces espèces ne devraient pas avoir d'impacts directs sur le saumon atlantique; on ne comprend pas bien leur capacité d'avoir des effets indirects sur les populations de l'est du Cap-Breton, qui est considérée comme présentant un faible niveau de préoccupation (Gibson *et al.* 2014; tableau A2).

7.8.2. Interactions négatives avec les espèces indigènes

7.8.2.1. Maladies et parasites

En raison d'une vulnérabilité accrue, on pose l'hypothèse que les maladies et les parasites ont des effets plus importants sur la survie des saumons immatures jusqu'à leur maturité, plutôt que sur le succès de la reproduction des adultes (Harris *et al.* 2011). Cependant, il existe peu d'information sur les maladies et les parasites dans les phases marines du saumon atlantique (Bowlby *et al.* 2014). La maladie bactérienne du rein a suscité une attention considérable dans l'UD de l'est du Cap-Breton dans les années 1970 et 1980 et a été détectée dans les rivières North (Amiro et Marshall 1990), Middle et Baddeck, ainsi que dans la baie St. Anns (Paterson *et al.* 1979), avec une prévalence de 5,7 % à 57,7 % dans les échantillons (Gibson *et al.* 2014). Cependant, il n'y a pas eu de relevé récent visant à dépister la maladie bactérienne du rein dans l'est du Cap-Breton, mais si la prévalence est encore élevée et entraîne une augmentation de la mortalité des saumoneaux, la maladie pourrait avoir des effets négatifs sur les populations de l'est du Cap-Breton.

Les maladies à déclaration obligatoire fédérale sont signalées chaque année pour chaque province. Entre 2015 et 2019, 79 cas au total 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 déclarée 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 a été signalé au Nouveau-Brunswick (n=3), en Nouvelle-Écosse (n=7) et au Québec (n=2).

Les infestations par le pou du poisson ont de nombreux effets négatifs sur les salmonidés, notamment une réduction de la capacité de nage, de la croissance, de l'immunité et des taux de reproduction, et elles peuvent causer une mortalité aiguë (Finstad *et al.* 2011). Il est généralement reconnu que les parcs en filet d'élevage du saumon atlantique accroissent la probabilité d'infestation du saumon sauvage par le pou du poisson. Cependant, étant donné la faible activité salmonicole dans l'UD, l'impact du pou du poisson sur les populations de l'est du Cap-Breton est probablement minime (Gibson *et al.* 2014). Comme l'industrie de l'aquaculture

est semblable en 2019 à ce qu'elle était lorsque l'évaluation initiale de la menace a été effectuée, cette menace n'a probablement pas augmenté.

7.8.2.2. Espèces de prédateurs et proies

La qualité et la quantité des proies invertébrées dans l'écosystème d'eau douce influent directement sur la qualité de l'habitat et les pratiques d'utilisation des terres peuvent avoir des effets négatifs importants sur l'abondance des invertébrés aquatiques (Quinn *et al.* 1997). Aucun effet négatif des pratiques d'utilisation des terres sur les invertébrés n'a été présenté dans l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014).

Les prédateurs ayant le plus grand impact sur le saumon atlantique en eau douce sont probablement les prédateurs aviaires et les poissons piscivores (Gibson *et al.* 2014). Étant donné que l'achigan à petite bouche et le brochet maillé sont limités au bassin hydrographique de la rivière Sydney, leurs effets sont localisés. Cependant, des espèces de truites sont empoisonnées et largement réparties dans l'UD et leur impact se limite aux stades biologiques plus petits ou immatures (Gibson *et al.* 2014). Les espèces de Cormorans, de harles et de martins-pêcheurs ont toutes été identifiées comme des prédateurs du saumon atlantique en Nouvelle-Écosse (White 1936, Milton *et al.* 1995). Cependant, les prédateurs aviaires ne font pas l'objet d'un vaste relevé dans l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014). La prédation par la truite est probablement compensée par des mécanismes compensatoires (Gibson *et al.* 2014) étant donné que la majorité de la prédation se produit aux premiers stades biologiques, lorsque la survie dépend de la densité. Les prédateurs aviaires et la prédation plus importante par la truite dans l'estuaire peuvent se multiplier en raison des effets réduits dépendants de la densité dans les stades biologiques plus âgés (Gibson *et al.* 2014).

7.8.2.3. Salmonidés empoisonnés

Le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse empoisonne l'omble de fontaine, la truite brune et la truite arc-en-ciel chaque année dans l'UD de l'est du Cap-Breton. La truite brune est empoisonnée à l'automne, l'omble de fontaine et la truite arc-en-ciel au printemps et à l'automne. En 2011, des truites brunes ont été empoisonnées à cinq emplacements dans trois bassins hydrographiques, des truites arc-en-ciel à dix endroits dans quatre bassins hydrographiques et les lacs Bras d'Or, et des ombles de fontaine à 46 sites dans 12 bassins hydrographiques (Gibson *et al.* 2014). Les lâchers de truites brunes n'ont eu lieu que dans les bassins hydrographiques où elles sont établies et étaient composés d'adultes et de jeunes de l'année, tandis que les lâchers de truites arc-en-ciel étaient composés d'adultes seulement et étaient effectués (tous les lâchers étaient composés de femelles ou de triploïdes) selon des techniques déployées de manière à réduire leur établissement dans de nouvelles zones. Cependant, on a cessé l'application des stratégies de gestion de la truite arc-en-ciel (Gibson *et al.* 2014). Les lâchers d'ombles de fontaine se composent de plusieurs stades biologiques et de poissons des deux sexes (Gibson *et al.* 2014).

La truite arc-en-ciel est établie dans le réseau des lacs Bras d'Or et se reproduit avec succès dans les bassins hydrographiques des rivières Skye et Baddeck (R. Madden, technicien des pêches, ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse, comm. pers.). Les analyses des écailles prélevées sur des prises d'adultes de la pêche récréative en 2008-2009 dans les lacs Bras d'Or ont également révélé que 71 % et 29 % des truites arc-en-ciel pêchées à la ligne étaient des poissons d'écloserie et sauvages (naturalisés), respectivement (Madden *et al.* 2010, Gibson *et al.* 2014).

L'empoisonnement des truites peut avoir des impacts sur les populations de saumon atlantique dans l'UD de l'est du Cap-Breton en raison de la concurrence avec les juvéniles et de la prédation, ainsi que du transfert de maladies entre les poissons d'écloserie et sauvages, bien

qu'aucune preuve de transfert de maladies n'ait été documentée dans l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014). En 2014, l'empoissonnement des truites était considéré comme une menace moyenne pour les populations de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014); le programme d'empoissonnement ayant été semblable ces dernières années, ce niveau de menace est probablement semblable à l'heure actuelle. La truite brune et la truite arc-en-ciel sont actuellement empoissonnées à quatre et six emplacements, respectivement.

7.8.3. Matériel génétique introduit

7.8.3.1. Méthodes d'empoissonnement traditionnelles

Dans les années 1980, de nombreuses interventions d'empoissonnement ont eu lieu dans toute l'UD de l'est du Cap-Breton. Cependant, les programmes ont depuis été interrompus, sauf pour quelques petites exploitations et un programme de mise en valeur des stocks dans les rivières Middle et Baddeck, qui relâchent des tacons et des saumoneaux d'élevage issus de la capture d'adultes sauvages avant la fraie (Gibson *et al.* 2014). L'objectif de ce programme était de compenser la mortalité attribuable à la pêche récréative à la ligne (Levy et Gibson 2014). Les effets génétiques continus des programmes d'empoissonnement traditionnels sont considérés comme présentant un niveau de préoccupation moyen (Gibson *et al.* 2014; tableau A1).

Gibson et ses collaborateurs (2014) résument l'empoissonnement historique (nombre de poissons relâchés, stade biologique et origine du stock de géniteurs) par décennie entre 1979 et 2012 et notent qu'étant donné le nombre d'années pendant lesquelles une rivière a été empoissonnée au cours d'une décennie donnée, les nombres totaux de poissons empoissonnés par décennie ne sont pas directement comparables. Entre 1979 et 2012, 907 424 saumons atlantiques ont été empoissonnés dans les rivières de l'est du Cap-Breton, dont 78,2 % dans les cours d'eau suivants : rivière Grand (32,3 %), rivière Middle (21,3 %), ruisseau Indian (13,6 %) et rivière Mira (11,0 %) (Gibson *et al.* 2014). Les autres rivières empoissonnées étaient les rivières North, Baddeck et Inhabitants. Dans chaque décennie, le nombre total de saumons empoissonnés dans toutes les rivières était de 9 458 dans les années 1970, de 291 438 dans les années 1980, de 495 754 dans les années 1990, de 37 074 dans les années 2000 et de 73 700 dans les années 2010. Toutefois, étant donné que le nombre d'années d'empoissonnement des rivières variait chaque décennie, ces valeurs sont simplement un résumé et ne sont pas comparables. Entre 1979 et 2007, seules les rivières North, Grand et Mira ont été régulièrement empoissonnées à l'aide de juvéniles issus d'un stock de géniteurs indigènes (Gibson *et al.* 2014), cependant, il existe des preuves que des souches provenant de plusieurs autres rivières, y compris les rivières Miramichi, le fleuve Saint-Jean, les rivières Margaree, Morell et diverses rivières de la région de la baie des Chaleurs, ont également été utilisées dans la rivière North (Amiro et Marshall 1990).

Il a été démontré que l'élevage de juvéniles en captivité modifie considérablement les caractéristiques comportementales, morphologiques et physiologiques et assouplit la sélection pour l'adaptation aux conditions naturelles (Lynch et O'Hely 2001). La reproduction en captivité peut également entraîner la perte de diversité génétique, la dépression consanguine, l'accumulation d'allèles nocifs et l'adaptation à des milieux en captivité (Frankham 2008), se traduisant par une réduction de la valeur adaptative et des caractéristiques connexes comparativement aux espèces sauvages (Araki *et al.* 2007, Small *et al.* 2009, Williams et Hoffman 2009). Si les individus élevés en captivité survivent jusqu'aux stades de la reproduction et se reproduisent avec la population sauvage, au fil du temps, les réductions de la valeur adaptative pourraient toucher toute la population (Fraser 2008). Bien qu'aucune analyse officielle n'ait été effectuée sur le degré de croisement dans les populations de l'est du Cap-Breton, de tels croisements se sont probablement produits, ont sans doute eu des effets négatifs sur les populations et ont contribué aux déclinés des années 1990 à aujourd'hui (Gibson

et al. 2014). Ces effets seraient également probablement moins graves chez les populations pour lesquelles on a utilisé des stocks de géniteurs indigènes et relâché des stades biologiques plus jeunes (Fraser 2008).

7.8.3.2. Méthodes d'empoissonnement actuelles

Les programmes fédéraux et provinciaux actuels d'empoissonnement (voir la section 8) sont en place depuis 2009 et comprennent la capture de juvéniles et leur élevage jusqu'à la maturité avant leur lâcher dans la rivière pour la fraie, ainsi que la capture de stocks de géniteurs adultes pour les lâchers de juvéniles (Gibson *et al.* 2014). Ces programmes ont été menés dans les rivières Middle et Baddeck afin de compenser la mortalité attribuable à la pêche récréative et les récoltes autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles (Gibson *et al.* 2014). Compte tenu du faible taux de reproduction des tacons prélevés et du faible nombre d'adultes prélevés pour être réempoisonnés dans ces rivières, les effets génétiques négatifs sont probablement négligeables, mais ils sont également inconnus (Gibson *et al.* 2014).

7.9. POLLUTION ET CONTAMINANTS

7.9.1. Eaux usées domestiques et urbaines

Aucune donnée du MPO disponible.

7.9.2. Effluents industriels et militaires

7.9.2.1. Contaminants chimiques

Parmi les sites miniers abandonnés utilisés dans l'évaluation de Gibson et ses collaborateurs (2014), 15,6 % (164 des 1 046 sites) se trouvaient dans 24 des bassins hydrographiques évalués. L'exploitation minière dans l'est du Cap-Breton était principalement axée sur les bassins hydrographiques des basses terres, avec de nombreux cours d'eau qui se déversent dans les lacs Bras d'Or (Gibson *et al.* 2014). Les ouvertures de mines abandonnées étaient les plus fréquentes dans le bassin hydrographique de la rivière Mira (n = 48), de la rivière Middle (n = 19) et du ruisseau MacAskill (n = 19) (Gibson *et al.* 2014). Les mines étaient principalement des mines de charbon, mais dans le bassin hydrographique de la rivière Mira, on trouvait aussi des mines de fer (n = 3), de plomb (n = 3), de manganèse (n = 9) et d'huile de schiste (n = 9) (Gibson *et al.* 2014). Il y avait beaucoup de mines d'or dans le bassin hydrographique de la rivière Middle (18 des 31 mines d'or de l'UD) (Gibson *et al.* 2014). Comme les mines abandonnées peuvent être une source d'accumulation de métaux dans les bassins hydrographiques et qu'elles présentent des risques pour la santé humaine et animale, des processus d'assainissement ont été entrepris par la Société de développement du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014).

Le port de Sydney est devenu une zone fortement industrialisée et peuplée, ce qui a entraîné une contamination industrielle et anthropique (Stewart *et al.* 2001). Le port est contaminé par une multitude de contaminants organiques et métalliques, mais surtout par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), ce qui a provoqué la fermeture de la pêche du homard dans certaines parties du bras de mer (Stewart *et al.* 2001).

Stewart et ses collaborateurs (2002) précisent :

« Le nettoyage des étangs de goudron de Sydney et du ruisseau Muggah, dans lesquels une grande partie des contaminants provenant de la fonderie et des installations connexes se sont déversés et se sont accumulés (et reconnus comme étant le site de déchets toxiques le plus dangereux au Canada) a été l'une des entreprises

environnementales les plus coûteuses à long terme et les plus controversées dans l'histoire du Canada, et est loin d'être terminé » [traduction].

Stewart et ses collaborateurs (2001) concluent que la contamination cumulée dans le port a entraîné des changements biochimiques chez les poissons et modifié l'abondance et la répartition des animaux benthiques. Cependant, ils ont également remarqué que la contamination ne semble pas s'étendre au-delà du port, mais qu'un échantillonnage supplémentaire serait nécessaire pour tirer des conclusions fermes.

Bien que la contamination par les métaux lourds dans les lacs Bras d'Or ne soit pas importante, elle peut avoir un effet dans des zones localisées (Gibson *et al.* 2014).

L'information sur la contamination des lacs Bras d'Or est décrite dans Parker *et al.* (2007) :

*« La contamination des eaux des lacs Bras d'Or par des métaux lourds provenant des réseaux d'eau douce n'est pas importante, bien que plusieurs points chauds aient été relevés et cartographiés (Young 1976). Le ruissellement d'eau douce dans les grands cours d'eau n'est pas suffisamment acide pour dissoudre les métaux lourds présents naturellement, qui sont très limités dans la géologie des dépôts meubles (Kenchington et Carruthers 2001). Des relevés sur le terrain ont confirmé que la teneur en métaux lourds du limon dans les rivières qui se déversent dans les lacs Bras d'Or est généralement faible, quoique légèrement plus élevée dans les rivières Baddeck et Middle (Creamer *et al.* 1973, Young 1976). Plus récemment, on a découvert que les sédiments du bassin Denys contenaient des concentrations de cadmium, de zinc, de cuivre et de plomb supérieures aux concentrations seuils sans effet prévu (mais inférieures aux concentrations seuils produisant un effet probable) (Yeats, comm. pers. 2005). Dans une étude antérieure, Chou et ses collaborateurs (1999) signalaient que le bassin Denys avait le classement le plus bas pour les concentrations de métaux dans les sédiments parmi cinq bassins évalués dans la région des Bras d'Or en 1997 pour un large éventail de métaux examinés. Toutefois, les échantillons de cette étude n'ont pas été corrigés en fonction de la taille des grains, ce qui a probablement entraîné une sous-déclaration des concentrations de métaux dans les sédiments. Un échantillonnage limité des sédiments dans la baie East a révélé des concentrations localisées de cuivre et de zinc supérieures aux concentrations seuils sans effet prévu et des concentrations de plomb supérieures aux concentrations seuils produisant un effet probable (Yeats, comm. pers. 2005). Des études ont montré que la teneur en zinc des huîtres (Young 1973) et de l'eau (Strain *et al.* 2001) est très élevée dans certaines parties des Bras d'Or. Plus récemment, une étude encore inédite a révélé que la teneur en zinc était élevée dans les huîtres et l'eau au même endroit dans les bras d'Or (Yeats, comm. pers. 2005). L'évaluation de l'importance de ces observations se poursuit » [traduction].*

7.9.2.2. Confinement (déversements)

Le MPO et la Fishermen and Scientists Research Society ont évalué une zone côtière de 22 km, de la côte du cap de Sable (Nouvelle-Écosse) au cap North sur l'île du Cap-Breton afin de déterminer une éventuelle eutrophisation. Cette étude a révélé que, bien que les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux de surface soient demeurées relativement stables tout au long de l'année, les eaux du fond près du port de Sydney ont connu des conditions eutrophes, mais que ces conditions ne sont pas liées au déclin des populations dans l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014).

7.9.2.3. Usines de pâtes et papiers

En 2014, Gibson et ses collaborateurs (2014) ont noté qu'il n'y avait qu'une seule usine de pâtes et papiers à Point Tupper, près de Port Hawksbury, dans l'UD de l'est du Cap-Breton; cette zone n'était toutefois pas incluse dans les bassins hydrographiques évalués.

7.9.3. Effluents agricoles et forestiers

Aucune donnée du MPO disponible.

7.9.4. Déchets solides

Aucune donnée du MPO disponible.

7.9.5. Polluants atmosphériques

Bien que les dépôts acides soient prévalents dans l'UD de l'est du Cap-Breton, la géologie de la région neutralise les acides, empêchant ainsi une baisse importante du pH (Whitfield *et al.* 2007). Dans une étude récente, MacMillan et ses collaborateurs (2008) ont mesuré le pH des rivières Middle, Baddeck et Denys, qui variait entre 6,9 et 7,8. L'acidification n'est donc pas considérée comme une menace pour les populations de saumon atlantique de l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014).

7.9.6. Énergie excédentaire

Aucune donnée du MPO disponible.

7.10. PHÉNOMÈNES GÉOLOGIQUES

7.10.1. Volcans

Aucune donnée du MPO disponible.

7.10.2. Tremblements de terre et tsunamis

Aucune donnée du MPO disponible.

7.10.3. Avalanches et glissements de terrain

Aucune donnée du MPO disponible.

7.11. CHANGEMENTS CLIMATIQUES

7.11.1. Déplacement et altération de l'habitat

7.11.1.1. Changements océanographiques

Comme le décrivent Gibson et ses collaborateurs (2014) :

« Malgré plusieurs valeurs négatives de l'indice d'oscillation de l'Atlantique Nord (NAO) en hiver ces dernières années (par exemple, la valeur la plus basse a été enregistrée pendant l'hiver 2009-2010), la moyenne demeure positive et les modèles climatiques favorisent un changement de l'état moyen de la circulation atmosphérique vers des conditions positives de l'indice, probablement en raison des impacts anthropiques (Osborn 2011).

L'indice d'oscillation de l'Atlantique Nord en hiver présente une forte corrélation négative avec la température de la surface de la mer (SST) et pourrait donc influencer le saumon atlantique en agissant sur la quantité d'habitat océanique propice, en exerçant des effets directs sur les taux de croissance, des effets indirects sur la croissance par des impacts sur la productivité marine et l'abondance des proies, en modifiant la phénologie de la migration du saumon et des proliférations de productivité marine, en changeant les

avantages concurrentiels entre les espèces, en altérant les champs de prédateurs et leur relation avec le saumon, ainsi que les habitudes de migration; tous ces effets peuvent se répercuter sur les taux de mortalité du saumon en mer (Dickson et Turrell 2000, Jonsson et Jonsson 2004, Friedland et al. 2009a, 2009b).

Il y a de plus en plus de preuves d'un paradigme SST–croissance–survie (c.-à-d. un contrôle ascendant) pour la survie en mer des post-saumoneaux atlantiques européens (par exemple, Peyronnet et al. 2008, Friedland et al. 2009a). Cependant, plusieurs études dirigées n'ont pas permis d'établir une relation semblable entre la croissance et la survie des post saumoneaux d'Amérique du Nord (Friedland et al. 2005, 2009b, Hogan et Friedland 2010).

On a des preuves de la survie facilitée par le climat des saumons multifrai en Amérique du Nord. Par exemple, la répartition de la mortalité en mer entre celle qui s'est produite principalement dans les milieux d'eau douce et littoraux (première année) et celle qui s'est produite dans des milieux marins plus éloignés (deuxième année) a démontré une forte corrélation entre l'indice de l'oscillation de l'Atlantique Nord et la survie la deuxième année pour le saumon atlantique multifrai en alternance de la rivière LaHave (Hubley et Gibson, 2011). Cependant, le mécanisme des impacts climatiques reste inconnu » [traduction].

et

« Si les proies limitaient la survie en mer du saumon atlantique, la survie devrait être médiée par la croissance. Toutefois, comme il a été mentionné dans la section précédente, il y a peu de données probantes à l'appui de cette hypothèse pour les post-saumoneaux atlantiques nord-américains. Cependant, on dispose de nouvelles preuves d'un contrôle ascendant de la survie jusqu'à une deuxième fraie (des charognards après la fraie présents dans le milieu marin). Bien qu'ils n'aient pas testé la relation entre la croissance et la survie, Chaput et Benoît (2012) ont utilisé la série chronologique des taux de montaison pour une deuxième fraie des charognards de la rivière Miramichi, au Nouveau-Brunswick, et un indice des petits poissons dans le sud du golfe du Saint-Laurent pour montrer que la survie était corrélée positivement avec l'abondance des petits poissons, ce qui représente vraisemblablement la disponibilité des proies.

L'effet de la prédation a été évalué par Friedland et ses collaborateurs (2012), qui démontrent qu'à la suite du changement de régime de l'écosystème du nord-est de l'océan Atlantique, les champs de prédateurs et les courants océaniques dans le golfe du Maine se sont déplacés, ce qui a modifié les voies de migration, accru la prédation et réduit la survie des post-saumoneaux atlantiques.

Étant donné les preuves de plus en plus nombreuses d'une certaine interaction entre le climat, les proies, les prédateurs et les saumons, il est probable que la survie en mer du saumon soit influencée par les changements concernant les proies ou les champs de prédateurs. Cependant, l'ampleur de cet impact et le mécanisme d'impact du changement de régime de l'écosystème marin sur l'écologie marine et la survie du saumon atlantique de l'UD de l'est du Cap-Breton demeurent incertains » [traduction].

7.11.2. Sécheresse

Aucune donnée du MPO disponible.

7.11.3. Températures extrêmes

Les données sur la température des cours d'eau dans l'UD de l'est du Cap-Breton sont limitées; toutefois, MacMillan et ses collaborateurs (2005) ont présenté dans une étude les températures dans trois bassins hydrographiques. Des sites d'eaux chaudes (températures estivales moyennes supérieures à 18,9 °C) ont été localisés dans trois des 11 sites du bassin hydrographique de la rivière Denys, dans l'un des 12 sites du bassin hydrographique de la rivière Baddeck et dans aucun des dix sites du bassin hydrographique de la rivière Middle. De ce fait, les températures extrêmes de l'eau ne sont peut-être pas un problème important pour les rivières de l'est du Cap-Breton (Gibson *et al.* 2014); cependant, étant donné que l'échantillonnage a eu lieu au début des années 2000 et qu'il y a peu de sites, de bassins hydrographiques et d'années d'échantillonnage, il se peut qu'il ne s'agisse pas d'une représentation exacte de l'ensemble de l'UD, des conditions que le saumon connaît actuellement ou sur de plus longues périodes.

7.11.4. Tempêtes et inondations

Aucune donnée du MPO disponible.

7.12. AUTRES MENACES

7.12.1. Effets sur les petites populations

On ne sait pas avec certitude si des populations de l'est du Cap-Breton souffrent de dépression consanguine, mais l'abondance des adultes a décliné dans certaines d'entre elles (rivières North et Clyburn) (Gibson *et al.* 2014). Certaines preuves permettent de penser que des goulots d'étranglement de la population sont possibles dans la rivière North Aspy, le ruisseau Indian, la rivière Grand et la rivière Inhabitants (Gibson *et al.* 2014). O'Reilly et ses collaborateurs (2013) notent que, comparativement aux collections de référence, les réductions de la variation génétique étaient modestes dans l'UD de l'est du Cap-Breton. De nombreuses collections présentaient également de multiples loci qui s'écartaient des attentes de Hardy-Weinberg et, combinés avec des réductions de la variation génétique, ces écarts ont pu créer des goulots d'étranglement chez ces populations. Cependant, les niveaux de variabilité génétique dans la population n'étaient pas très différents de ceux des autres populations des Maritimes (O'Reilly *et al.* 2013). Étant donné la faible abondance du saumon atlantique par rapport à l'effectif historique des populations, les effets d'Allee peuvent avoir un effet négatif sur les populations de l'est du Cap-Breton.

8. POPULATIONS MANIPULÉES

Une description de l'historique de l'empoissonnement pour la mise en valeur des populations de saumon atlantique visées par les pêches dans l'est du Cap-Breton est examinée de manière approfondie dans Gibson *et al.* (2014). Une mise à jour du résumé décennal dans Gibson *et al.* (2014) est fournie pour inclure les récentes activités d'empoissonnement dans la rivière Middle et la rivière Baddeck (tableau 21).

Le seul empoissonnement actuel de juvéniles dans l'est du Cap-Breton a été amorcé par la Direction de la gestion des pêches et de l'aquaculture du MPO et la Division des pêches intérieures du ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse en 2009, dans la rivière Middle et la rivière Baddeck, dans le cadre d'un programme visant à compenser la mortalité attribuée à la prise avec remise à l'eau dans la pêche récréative à la ligne et à compenser numériquement les allocations aux pêches autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) dans la rivière Middle (Levy et Gibson 2014). De plus, un

empoissonnement d'adultes a eu lieu en 2011 et en 2012 dans le but d'appuyer l'utilisation des pêches autochtones à des fins ASR (MPO 2012a, Levy et Gibson 2014). Un résumé des empoissonnements liés à ces programmes est fourni pour la rivière Middle (tableau 22) et la rivière Baddeck (tableau 23).

RÉFÉRENCES CITÉES

- Amiro, P.G. and D.A. Longard. 1990. [Status of Atlantic Salmon stocks of the Grand River, Richmond Co., N.S. 1988](#). Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc. 90/3.
- Amiro, P.G. and T.L. Marshall. 1990. The Atlantic Salmon resource of the North River, Victoria County, N.S. to 1984. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2075.
- Amiro, P.G., A.J.F. Gibson, and H.D. Bowlby. 2006. [Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) overview for eastern Cape Breton, Eastern Shore, Southwest Nova Scotia and inner Bay of Fundy rivers \(SFA 19 to 22\) in 2005](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/024.
- Araki, H., B. Cooper and M.S. Blouin. 2007. Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science* 318: 100-103.
- Chaput, G., and H.P. Benoit. 2012. Evidence for bottom-up trophic effects on return rates to a second spawning for Atlantic Salmon (*Salmo salar*) from the Miramichi River, Canada. *ICES Journal of Marine Science* 69(9): 1656-1667.
- Chaput, G., D. Moore, and D. Peterson. 2005. Predicting Atlantic Salmon (*Salmo salar*) juvenile densities using catch per unit effort open site electrofishing. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2600.
- Chou, C.L., B.M. Zwicker, J.D. Moffatt and L. Paon. 1999. Elemental concentrations in the livers and kidneys of winter flounder (*Pseudopleurectes americanus*) and associated sediments from various locations in the Bras d'Or Lake, Nova Scotia, Canada. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 284.
- 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, ON. 136 p.
- Creamer, R., M. Giles, J.H. MacDonald and J.C.O'C. Young. 1973. Metals contents of silt samples from Bras d'Or Lake and influent rivers found in silt, water, and miscellaneous molluscs. August 1973. SMU ESG Report 73-04.
- Davis, D. and S. Browne. [eds.]. 1996. Natural history of Nova Scotia: Volume one, topics and habitats. Revised Edition. Nimbus Publishing, Nova Scotia.
- DFO and MNR. 2008. Conservation Status Report, Atlantic Salmon in Atlantic Canada and Quebec: PART I – Species Information. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2861.
- DFO and MRNF. 2009. Conservation status report, Atlantic Salmon in Atlantic Canada and Quebec: PART II – Anthropogenic considerations. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2870.

-
- Dickson, R.R., and W.R. Turrell. 2000. The NAO: The dominant atmospheric process affecting oceanic variability in home, middle and distant waters of European Atlantic Salmon; pp. 92-115. In *The ocean life of Atlantic Salmon. Environmental and biological factors influencing survival*. Edited by D. Mills. Fishing News Books, Oxford, UK.
- Dumbauld, B.R., J.L. Ruesink and S.S. Rumrill. 2009. The ecological role of bivalve shellfish aquaculture in the estuarine environment: A review with application to oyster and clam culture in West Coast (USA) estuaries. *Aquaculture* 290: 196-223.
- Elson, P.F. 1967. Effects on wild young salmon of spraying DDT over New Brunswick forests. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 24: 731-767.
- Finstad, B. P.A. Bjorn, C.D. Todd, F. Whoriskey, P.G. Gargan, G. Forde and C.W. Revie. 2011. The effect of sea lice on Atlantic Salmon and other salmonid species; pp. 253-276. In *Atlantic Salmon Ecology*. Edited by O. Aas, S. Einum, A. Klemetsen and J. Skurdal. Blackwell Publishing Limited, Oxford, UK.
- Frankham, R. 2008. Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. *Molecular Ecology* 17: 325-333.
- Fraser, D.J. 2008. How well can captive breeding programs conserve biodiversity? A review of salmonids. *Evolutionary Applications* 1: 535-586.
- Friedland, K.D., G. Chaput and J.C. MacLean. 2005. The emerging role of climate in post-smolt growth of Atlantic Salmon. *ICES Journal of Marine Science* 62: 1338-1349.
- Friedland, K.D., J.C. MacLean, L.P. Hansen, A.J. Peyronnet, L. Karlsson, D.G. Reddin, N.O. Maoileidigh and J.L. McCarthy. 2009a. The recruitment of Atlantic Salmon in Europe. *ICES Journal of Marine Science* 66: 289-304.
- Friedland, K.D., J.P. Manning, J.S. Link, J.R. Gilbert and A.F. O'Connell Jr. 2012. Variation in wind and piscivorous predator fields affecting the survival of Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in the Gulf of Maine. *Fisheries Management and Ecology* 19: 22-35.
- Friedland, K.D., D. Moore, and F. Hogan. 2009b. Retrospective growth analysis of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) from the Miramichi River, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 1294-1308.
- Gibson, A.J.F. and H. D. Bowlby. 2009. [Review of DFO Science information for Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\) populations in the eastern Cape Breton region of Nova Scotia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/080.
- 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.
- Gibson, A.J.F., T.L. Horsman, J.S. Ford, and E.A. Halfyard. 2014. [Recovery Potential Assessment for Eastern Cape Breton Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\): Habitat requirements and availability, threats to populations, and feasibility of habitat restoration](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/071.
- Harris, P.D., L. Bachmann, and T.A. Bakke. 2011. The parasites and pathogens of the Atlantic Salmon: lessons from *Gyrodactylus salaris*; pp. 221-254. In *Atlantic Salmon Ecology*. Edited by O. Aas, S. Einum, A. Klemetsen and J. Skurdal. Blackwell Publishing Limited, Oxford, UK.
- Hogan, F., and K.D. Friedland. 2010. Retrospective growth analysis of Atlantic Salmon *Salmo salar* and implications for abundance trends. *Journal of Fish Biology* 76: 2502-2520.

-
- Houde, A.L.S, C.C. Wilson, and B. Neff. 2017. Performance of four salmonid species in competition with Atlantic salmon. *J of Great Lakes Res.* 43: 211-215.
- Hubley, P.B., and A.J.F. Gibson. 2011. A model for estimating mortality of Atlantic Salmon, *Salmo salar*, between spawning events. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 1635-1650.
- Hurley Fisheries Consulting. 1989. Enhancing the recreational salmonid fishery in the Bras d'Or Lakes: Feasibility study. Prepared for Bras d'Or Lakes Recreational Fisheries Ltd. Sydney, Nova Scotia.
- ICES. 2011. Report of the working group on North Atlantic salmon (WGNAS). ICES Advisory Committee. ICES 2011/ACOM:09. 286 p.
- ICES. 2012. Report of the working group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES Advisory Committee. ICES 2012/ACOM:09.
- ICES. 2019. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES Scientific Reports. 1:16. 368 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.4978>
- ICES. 2020. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES Scientific Reports. 2:21. 358 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5973>
- Jonsson, B., and N. Jonsson. 2004. Size and age of maturity of Atlantic Salmon correlate with the North Atlantic Oscillation Index (NAOI). *Journal of Fish Biology* 64: 241-247.
- Kenchington, T.J., and E. Carruthers. 2001. Unamapaqt – A description of the Bras d'Or Marine Environment. Version 0.2.2. Gadus Associates, Musquidoboit Harbour, NS. For the Unama'ki Environmental Committee of the Union of Nova Scotia Indians. 130 p.
- Levy, A.L., and Gibson, A.J.F. 2014. [Recovery Potential Assessment for Eastern Cape Breton Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\): Status, past and present abundance, life history, and trends.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/099. v + 72 p.
- Lynch, M., and M. O'Hely. 2001. Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. *Conservation Genetics* 2: 363-378.
- MacMillan, J.L., D. Caissie, J.E. LeBlanc and T.J. Crandlemere. 2005. Characterization of summer water temperatures for 312 selected sites in Nova Scotia. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2582.
- MacMillan, J.L., D. Caissie, T.J. Marshall and L. Hinks. 2008. Population indices of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*), Atlantic Salmon (*Salmo salar*), and salmonid competitors in relation to summer water temperature and habitat parameters in 100 streams in Nova Scotia. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2819.
- Madden, R.J., J.L. MacMillan and J. Apaloo. 2010. Examining the occurrence of wild Rainbow Trout in the Bras d'Or Lakes, Nova Scotia: Using scale pattern analysis to differentiate hatchery and wild populations; pp. 1-14. In *Conserving wild Trout: Proceedings of the wild Trout X symposium*. Edited by R.F. Carline and C. LoSapio. Trout Unlimited, Arlington, Virginia.
- Marshall, T.L., R. Jones, P. LeBlanc, and L. Forsyth. 1996. [Status of Atlantic Salmon stocks on the Margaree and other selected rivers of Cape Breton Island, 1995.](#) DFO Atl. Fish. Res. Doc. 96/142.
- Marshall, T.L., P.H. LeBlanc, K.A. Rutherford, and R.A. Jones. 2000. [Assessments of Atlantic Salmon stocks in selected rivers of Cape Breton Island, 1999.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2000/008.
-

-
- Marshall, T.L., K. Rutherford, P. LeBlanc, and R. Jones. 1999. [Follow-up to the assessment of Atlantic Salmon in selected rivers of Cape Breton Island, 1998](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/108.
- Milton, G.R., P.J. Austin-Smith and G.J. Farmer. 1995. Shouting at shags: a case study of cormorant management in Nova Scotia. *Colonial Waterbirds* 18: 91-98.
- Morris, M.R.J., D. J. Fraser, A. J. Heggelin, F.G. Whoriskey, J.W. Carr, S.F. O'Neil and J.A. Hutchings. 2008. Prevalence and recurrence of escaped farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in eastern North American rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 2807-2826.
- 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. 2012a. [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. 2012/014.
- MPO. 2012b. [Points de référence conformes à l'approche de précaution pour une variété de stocks dans la région des Maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/035.
- MPO. 2014. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon atlantique de l'est du Cap-Breton](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/072.
- 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).
- O'Connell, M.F., D.G. Reddin, P.G. Amiro, F. Caron, T.L. Marshall, G. Chaput, C.C. Mullins, A. Locke, S.F. O'Neil, and D.K. Cairns. 1997. [Estimates of conservation spawner requirements for Atlantic Salmon \(*Salmo salar* L.\) for Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 97/100.
- O'Neil, S.F., M. Bernard, P. Gallop and R. Pickard. 1987. 1986 Atlantic Salmon sport catch statistics, Maritime Provinces. *Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 663.
- O'Reilly, P.T., S. Rafferty and A.J.F. Gibson. 2013. [Within- and among-population genetic variation in Eastern Cape Breton Atlantic Salmon and the prioritization of populations for conservation \(*Salmo salar* L.\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/076.
- Osborn, T.J. 2011. Variability and changes in the North Atlantic Oscillation Index. *Advances in Global Change Research* 46: 9-22.
- Parker, M., M. Westhead, P. Doherty and J. Naug. 2007. Ecosystem Overview and Assessment Report for the Bras d'Or Lakes, Nova Scotia. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2789.
- Paterson, W.D., C. Gallant, D. Desautels, and L. Marshall. 1979. Detection of bacterial kidney disease in wild salmonids in the Margaree River system and adjacent waters using an indirect fluorescent antibody technique. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 36: 1464-1468.
- Peyronnet, A., K.D. Friedland and N. O'Maoileidigh. 2008. Different ocean and climate factors control the marine survival of wild and hatchery Atlantic Salmon *Salmo salar* in the north-east Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology* 73: 945-962.

-
- Quinn, J.M., A.B. Cooper, R.J. Davies-Colley, J.C. Rutherford and R.B. Williamson. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand journal of marine and freshwater research* 31: 579-597.
- Reddin, D.G., R. Johnson and P. Downton. 2002. [A study of bycatches in herring bait nets in Newfoundland, 2001](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/031.
- Reynolds, J.D. 2011. A review of ecological interactions between crayfish and fish, indigenous and introduced. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 10.
- Ricker, W.E. 1975. *Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations*. Bull. Fish. Res. Board Can. 191.
- Robichaud-LeBlanc, K.A. and P.G. Amiro. 2004. [Assessments of Atlantic Salmon stocks in selected rivers of Eastern Cape Breton, 2003](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/017.
- Silverstone, A.M. and L. Hammell. 2002. Spinal deformities in farmed Atlantic Salmon. *Canadian Veterinary Journal* 43: 782-784.
- Small, M.P., K. Currens, T.H. Johnson, A.E. Frye and J.F. Von Bargen. 2009. Impacts of supplementation: Genetic diversity in supplemented and unsupplemented populations of summer chub salmon (*Oncorhynchus keta*) in Puget Sound (Washington, USA). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66: 1216-1229.
- Stewart, A.R.J., T.G. Milligan, B.A. Law and D.H. Loring. 2001. Disaggregated inorganic grain size and trace metal analyses of surficial sediments in Sydney Harbour, N.S., 1999. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2384.
- Strain, P.M., G. Bugden, M. Brylinsky and S. Denny. 2001. Nutrient, dissolved oxygen, trace metal and related measurements in the Bras d'Or Lakes, 1995-1997. *Canadian Data Report in Fisheries and Aquatic Sciences* 1073.
- Van Zwol, J.A., B.D. Neff, & C.C Wilson. 2012. The effect of competition among three salmonids on dominance and growth during the juvenile life stage. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 533-540.
- Verspoor, E., M. O'Sullivan, A.L. Arnold, D. Knox, A. Curry, G. Lacroix and P. Amiro. 2005. The nature and distribution of genetic variation at the mitochondrial ND1 gene of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) within and among rivers associated with the Bay of Fundy and Southern Upland of Nova Scotia. *Fisheries Research*
- White, H.C. 1936. The food of kingfishers and mergansers on the Margaree River, Nova Scotia, *Journal of the Biological Board of Canada* 2: 299-309.
- Whitfield, C.J., J. Aherne, P.J. Dillon and S.A. Watmough. 2007. Modelling acidification, recovery, and target loads for headwater catchments in Nova Scotia, Canada. *Hydrology and Earth System Sciences* 11: 951-963.
- Williams, S.E., and E.A. Hoffman. 2009. Minimizing genetic adaptation in captive breeding programs: a review. *Biological conservation* 142: 2388-2400.
- Young, J.C. O'C. 1973. Metal content of oysters found in Cape Breton Island waters; pp. 73-103. In *Rocks, Phytoplankton and Oysters*. Environmental Studies Group Report, St. Mary's University, Halifax, Nova Scotia.

Young, J.C. O'C. 1976. Aquaculture and chemistry of Bras d'Or; pp. 17-28. In The Proceedings of the Bras d'Or Lakes Aquaculture Conference, Sydney, Cape Breton. Edited by M.G. McKay. College of Cape Breton Press, Sydney, Nova Scotia.

TABLEAUX

Tableau 1. Pourcentage de la composition selon l'âge en eau douce et de la composition selon l'âge en mer des géniteurs de premier frai, déterminé à partir d'échantillons d'écaillés de saumon atlantique adulte prélevés dans la rivière Middle entre 1995 et 2019.

Année	% Composition selon l'âge en eau douce 1	% Composition selon l'âge en eau douce 2	% Composition selon l'âge en eau douce 3	% Composition selon l'âge en eau douce 4	% Composition selon l'âge en eau douce N	% Composition selon l'âge en mer 1	% Composition selon l'âge en mer 2	% Composition selon l'âge en mer 3	% Composition selon l'âge en mer N
1995	0 %	17 %	75 %	8 %	12	8 %	92 %	0 %	12
1996	0 %	0 %	100 %	0 %	12	36 %	64 %	0 %	14
1997	0 %	36 %	60 %	5 %	42	27 %	73 %	0 %	48
1998	0 %	6 %	75 %	19 %	16	33 %	56 %	11 %	18
2000	0 %	0 %	100 %	0 %	3	25 %	75 %	0 %	4
2003	0 %	65 %	35 %	0 %	20	29 %	71 %	0 %	21
2004	0 %	69 %	31 %	0 %	16	25 %	69 %	6 %	16
2014	0 %	60 %	40 %	0 %	5	29 %	71 %	0 %	7
2015	0 %	17 %	83 %	0%	6	30 %	70 %	0 %	30

Notes relatives au tableau :

« N » correspond au nombre d'échantillons.

Tableau 2. Sommaire des statistiques de la pêche récréative pour les petits et grands saumons atlantiques dans la rivière Middle, comté de Victoria, de 1983 à 2019. Le nombre de pêcheurs à la ligne est le nombre de pêcheurs qui ont déclaré avoir pêché dans la rivière Middle. Les autres valeurs sont corrigées en fonction de la non-déclaration. CPUE = Capture par unité d'effort. L'effort est le nombre total de jours/pêcheurs.

Année	Nombre de pêcheurs à la ligne	Petits conservés	Petits rejetés	Nombre total de petits saumons	Grands conservés	Grands rejetés	Nombre total de grands saumons	Effort	CPUE	% Grands
1983	133	12	0	12	36	5	41	924	0,058	78,0
1984	83	23	10	33	1	74	75	506	0,202	69,5
1985	39	15	6	21	0	28	28	159	0,280	57,1
1986	76	36	8	45	0	108	108	385	0,410	70,9
1987	114	54	4	58	0	117	117	718	0,243	66,9
1988	131	35	12	47	0	136	136	722	0,276	74,2
1989	144	42	11	53	0	282	282	867	0,395	84,3
1990	153	76	26	102	0	187	187	1 005	0,313	64,7
1991	169	18	9	27	0	184	184	854	0,257	87,3
1992	66	8	4	12	0	32	32	218	0,198	72,7
1993	110	26	6	31	0	49	49	398	0,202	61,1
1994	122	0	24	24	0	167	167	504	0,393	87,6
1995	72	0	36	36	0	49	49	287	0,317	57,7
1996	125	3	62	64	0	147	147	512	0,415	69,5
1997	52	3	15	18	0	80	80	175	0,542	81,7
1998	99	5	26	31	0	60	60	312	0,303	66,2
1999	138	0	30	30	0	95	95	369	0,346	76,1
2000	92	0	20	20	0	67	67	311	0,297	76,7
2001	25	0	10	10	0	15	15	92	0,290	60,0
2002	60	1	27	28	0	35	35	231	0,284	56,0
2003	76	0	23	23	0	137	137	336	0,489	85,7
2004	45	0	22	22	0	44	44	185	0,382	66,7
2005	128	0	38	38	0	133	133	458	0,387	77,8
2006	78	0	44	44	0	87	87	416	0,327	66,3
2007	120	0	42	42	0	96	96	509	0,26	69,3
2008	57	0	48	48	0	61	61	466	0,235	55,8
2009	63	0	8	8	0	175	175	698	0,262	95,5
2010	72	0	87	87	0	262	262	888	0,394	75
2011	77	2	102	104	0	121	121	468	0,524	53,8
2012	118	2	18	20	0	158	158	657	0,315	88,8
2013	80	0	19	19	0	191	191	568	0,407	91,1
2014	66	0	21	21	0	51	51	363	0,182	71,4
2015	61	0	18	18	0	67	67	324	0,272	78,7
2016	56	0	21	21	0	52	52	242	0,248	71
2017	60	0	54	54	0	57	57	330	0,301	51
2018	66	0	36	36	0	150	150	425	0,367	80,6
2019	62	0	52	52	0	304	304	894	0,276	85,4

Tableau 3. Longueur à la fourche (cm) et proportion de femelles selon l'âge chez les géniteurs de premier frai, déterminée à partir d'échantillons d'écaillés de saumons atlantiques adultes prélevés dans les rivières Middle, Baddeck, North et Grand. « - » = Aucune information sur le sexe n'est disponible pour la rivière Grand.

Rivière	Âge en mer	Longueur moyenne	Longueur max.	Prop. femelles	N
Middle	1	56	66	0,04	47
Middle	2	75	85	0,73	119
Middle	3	85	91	0,33	3
Baddeck	1	57	75	0,13	23
Baddeck	2	75	88	0,84	71
Baddeck	3	85	90	0,5	2
North	1	52	62	0,07	28
North	2	72	84	0,88	97
North	3	85	85	1,0	1
Grand	1	53	75	-	413
Grand	2	71	76	-	32

Tableau 4. Pourcentage de la composition selon l'âge en eau douce et de la composition selon l'âge en mer des géniteurs de premier frai, déterminé à partir d'échantillons d'écaillés de saumon atlantique adulte prélevés dans la rivière Baddeck entre 1977 et 2004 (source : Levy et Gibson 2014).

Année	% Composition selon l'âge en eau douce 1	% Composition selon l'âge en eau douce 2	% Composition selon l'âge en eau douce 3	% Composition selon l'âge en eau douce 4	% Composition selon l'âge en eau douce N	% Composition selon l'âge en mer 1	% Composition selon l'âge en eau douce 2	% Composition selon l'âge en eau douce 3	% Composition selon l'âge en eau douce N
1977	-	60 %	40 %	-	5	-	100 %	-	7
1978	-	100 %	-	-	1	-	-	-	-
1995	-	10 %	90 %	-	21	-	-	-	21
1996	-	38 %	62 %	-	13	31 %	63 %	6 %	16
1997	-	23 %	77 %	-	30	22 %	78 %	-	32
1998	10 %	10 %	70 %	10 %	10	11 %	89 %	-	9
2003	-	54 %	46 %	-	13	33 %	67 %	-	15
2004	-	50 %	50 %	-	2	-	100 %	-	3

Notes relatives au tableau :

« N » correspond au nombre d'échantillons.

« - » = Aucun échantillon n'a été observé dans la catégorie d'âge.

Tableau 5. Sommaire des statistiques de la pêche récréative pour les petits et grands saumons atlantiques dans la rivière Baddeck, comté de Victoria, de 1983 à 2019. Le nombre de pêcheurs à la ligne est le nombre de pêcheurs qui ont déclaré avoir pêché dans la rivière Baddeck. Les autres valeurs sont corrigées en fonction de la non-déclaration. CPUE = Capture par unité d'effort. L'effort est le nombre total de jours/pêcheurs.

Année	Nombre de pêcheurs à la ligne	Petits conservés	Petits rejetés	Nombre total de petits saumons	Grands conservés	Grands rejetés	Nombre total de grands saumons	Effort	CPUE	% Grands
1983	86	5	1	6	39	6	45	386	0,136	87,8
1984	60	4	2	7	2	44	46	273	0,189	87,5
1985	34	4	0	4	0	13	13	100	0,170	75,0
1986	67	19	6	26	0	126	126	287	0,540	83,1
1987	90	26	14	40	0	127	127	432	0,404	75,9
1988	86	18	17	35	0	168	168	447	0,492	82,8
1989	98	8	9	17	0	235	235	490	0,559	93,2
1990	103	40	30	69	0	178	178	584	0,446	72,0
1991	110	30	25	54	0	226	226	638	0,427	80,6
1992	129	50	6	56	0	162	162	704	0,327	74,4
1993	146	33	15	48	0	108	108	772	0,212	69,2
1994	74	1	14	15	0	56	56	308	0,265	79,4
1995	61	8	56	64	0	75	75	337	0,403	53,8
1996	70	0	47	47	0	169	169	380	0,580	78,2
1997	43	0	14	14	0	64	64	206	0,390	81,7
1998	87	0	57	57	0	81	81	335	0,442	58,6
1999	96	1	14	15	0	79	79	290	0,335	83,7
2000	54	1	11	12	0	55	55	212	0,363	82,0
2001	31	0	11	11	0	20	20	104	0,321	64,0
2002	59	0	19	19	0	38	38	204	0,303	66,0
2003	50	0	23	23	0	80	80	221	0,497	77,3
2004	40	2	14	15	0	53	53	185	0,392	77,5
2005	93	0	40	40	0	109	109	397	0,373	73,5
2006	57	0	21	21	0	88	88	316	0,425	81,2
2007	55	2	15	16	0	67	67	256	0,3	80,4
2008	36	0	31	31	0	46	46	301	0,254	60
2009	40	0	14	14	0	134	134	483	0,305	90,7
2010	45	0	70	70	0	192	192	462	0,567	73,1
2011	77	2	85	87	0	217	217	492	0,634	71,4
2012	81	0	4	4	0	134	134	461	0,391	97
2013	57	0	11	11	0	117	117	344	0,378	91,4
2014	45	0	6	6	0	27	27	212	0,25	82,1
2015	33	0	38	38	0	48	48	227	0,298	55,6
2016	42	0	17	17	0	39	39	196	0,287	69
2017	36	0	24	24	0	30	30	198	0,184	55,6
2018	53	0	19	19	0	159	159	379	0,423	89,2
2019	30	0	16	16	0	145	145	401	0,385	90

Tableau 6. Pourcentage de la composition selon l'âge en eau douce et de la composition selon l'âge en mer des géniteurs de premier frai, déterminé à partir d'échantillons d'écaillés de saumon atlantique adulte prélevés dans la rivière North entre 1991 et 2016.

Année	% Composition selon l'âge en eau douce 1	% Composition selon l'âge en eau douce 2	% Composition selon l'âge en eau douce 3	% Composition selon l'âge en eau douce 4	% Composition selon l'âge en eau douce N	% Composition selon l'âge en mer 1	% Composition selon l'âge en mer 2	% Composition selon l'âge en mer 3	% Composition selon l'âge en mer N
1991	0 %	100 %	0 %	0 %	9	0 %	100 %	0 %	8
1996	0 %	67 %	33 %	0 %	6	60 %	40 %	0 %	5
1997	0 %	10 %	70 %	20 %	20	17 %	83 %	0 %	23
1998	0 %	8 %	83 %	8 %	12	18 %	82 %	0 %	11
2013	0 %	25 %	75 %	0 %	4	0 %	90 %	10 %	10
2015	0 %	50 %	46 %	4 %	28	30 %	70 %	0 %	23
2016	0 %	59 %	41 %	0 %	39	26 %	74 %	0 %	46

Notes relatives au tableau :

« N » correspond au nombre d'échantillons.

Tableau 7. Sommaire des statistiques de la pêche récréative pour les petits et grands saumons atlantiques dans la rivière North, de 1983 à 2019. Le nombre de pêcheurs à la ligne est le nombre de pêcheurs qui ont déclaré avoir pêché dans la rivière North. Les autres valeurs sont corrigées en fonction de la non-déclaration. CPUE = Capture par unité d'effort. L'effort est le nombre total de jours/pêcheurs.

Année	Nombre de pêcheurs à la ligne	Petits conservés	Petits rejetés	Nombre total de petits timbres	Grands conservés	Grands rejetés	Nombre total de grands saumons	Effort	CPUE	% Grands
1983	290	35	9	44	148	8	156	1 856	0,105	78,0
1984	162	56	9	65	94	57	152	1 174	0,183	70,0
1985	170	145	13	158	0	413	413	1 005	0,559	72,4
1986	297	186	50	237	0	1 017	1 017	2 035	0,640	81,1
1987	263	177	50	227	0	547	547	1 653	0,475	70,7
1988	202	119	17	136	0	539	539	1 593	0,438	79,9
1989	162	117	38	156	0	385	385	1 342	0,433	71,2
1990	219	207	67	274	0	625	625	1 845	0,491	69,5
1991	172	152	40	191	0	365	365	1 389	0,402	65,6
1992	205	194	42	236	0	580	580	1 858	0,433	71,1
1993	217	62	19	81	0	160	160	1 224	0,196	66,4
1994	73	0	78	78	0	102	102	411	0,435	56,5
1995	77	1	172	173	0	215	215	516	0,759	55,4
1996	81	0	165	165	0	118	118	592	0,525	41,7
1997	58	1	69	70	0	137	137	384	0,537	66,2
1998	84	0	108	108	0	104	104	448	0,497	49,1
1999	79	0	35	35	0	45	45	292	0,282	56,2
2000	49	0	32	32	0	27	27	261	0,232	45,8
2001	46	0	37	37	0	60	60	264	0,376	62,2
2002	44	0	34	34	0	45	45	269	0,341	57,1
2003	51	0	81	81	0	156	156	525	0,475	65,9
2004	37	0	70	70	0	152	152	505	0,468	68,5
2005	54	1	54	55	0	171	171	441	0,512	75,6
2006	51	0	56	56	0	104	104	444	0,445	64,8
2007	59	0	93	93	0	134	134	494	0,582	59,2
2008	45	0	133	133	0	196	196	602	0,547	59,7
2009	31	0	63	63	0	166	166	663	0,346	72,6
2010	37	0	180	180	0	352	352	758	0,703	66,1
2011	52	0	74	74	0	176	176	570	0,746	70,3
2012	45	0	10	10	0	36	36	296	0,277	78,3
2013	42	0	38	38	0	168	168	462	0,573	81,7
2014	38	0	21	21	0	56	56	340	0,389	72,9
2015	27	0	13	13	0	47	47	201	0,299	78,1
2016	25	0	12	12	0	42	42	225	0,466	77,8
2017	35	0	61	61	0	84	84	249	0,772	57,9
2018	22	0	63	63	0	138	138	321	0,689	68,6
2019	14	0	80	80	0	236	236	437	0,694	74,6

Tableau 8. Nombres et pourcentage de la composition selon la taille des petits et des grands saumons dans les relevés en plongée menés dans le ruisseau Clyburn, en Nouvelle-Écosse, de 1985 à 2019. (source : Données fournies gracieusement par Parcs Canada). « - » = Aucune donnée.

Année	Animaux comptés Petits saumons	Animaux comptés Grands saumons	Animaux comptés Nombre total de saumons	Composition selon la taille % Petits	Composition selon la taille % Grands
1985*	4	38	42	9,52	90,48
1986*	9	18	27	33,33	66,67
1987	35	140	175	20,00	80,00
1988	40	77	117	34,19	65,81
1989	17	68	85	20,00	80,00
1990	31	65	96	32,29	67,71
1991	-	-	-	-	-
1992	19	51	70	27,14	72,86
1993	-	-	-	-	-
1994*	24	45	69	34,78	65,22
1995*	24	22	46	52,17	47,83
1996	-	-	-	-	-
1997	19	52	71	26,76	73,24
1998	10	32	42	23,81	76,19
1999	5	5	10	50,00	50,00
2000	5	3	8	62,50	37,50
2001	9	20	29	31,03	68,97
2002	8	11	19	42,11	57,89
2003	13	18	31	41,94	58,06
2004	3	8	11	27,27	72,73
2005	5	7	12	41,67	58,33
2006	5	11	16	31,25	68,75
2007	3	7	10	30,00	70,00
2008	8	8	16	50,00	50,00
2009*	1	5	6	16,67	83,33
2010	3	5	8	37,50	62,50
2011	2	0	2	100,00	0,00
2012	0	6	6	0,00	100,00
2013	0	3	3	0,00	100,00
2014*	0	0	0	-	-
2015	-	-	-	-	-
2016	3	9	12	25,00	75,00
2017	2	4	6	33,33	66,67
2018	5	9	14	35,71	64,29
2019	2	3	5	40,00	60,00

Notes relatives au tableau :

*Seul le cours inférieur de la rivière a fait l'objet d'un relevé (dénombrement partiel).

Tableau 9. Série chronologique sur l'abondance du saumon atlantique adulte dans cinq rivières de l'est du Cap-Breton. « - » = Aucune donnée.

Année	Rivière Middle ¹	Rivière Middle ¹	Rivière Baddeck ¹	Rivière Baddeck ¹	Rivière North ¹	Rivière North ¹	Rivière Grand ¹	Ruisseau Clyburn ²	Ruisseau Clyburn ²
	Petits	Grands	Petits	Grands	Petits	Grands	Petits+Grands	Petits	Grands
1983	2	27	4	39	-	-	-	-	-
1984	26	192	7	97	-	-	-	-	-
1985	57	169	12	64	-	-	-	4	38
1986	42	301	24	261	-	-	-	9	18
1987	20	206	29	200	-	-	-	35	140
1988	24	238	29	259	-	-	626	40	77
1989	19	485	14	343	-	-	453	17	68
1990	64	311	44	237	-	-	442	31	65
1991	20	345	34	288	-	-	348	-	-
1992	45	218	14	198	-	-	133	19	51
1993	10	86	20	127	-	-	97	-	-
1994	43	422	27	133	99	246	201	24	45
1995	53	240	90	185	118	256	281	24	22
1996	106	378	73	287	380	285	345	-	-
1997	59	328	45	180	112	580	147	19	52
1998	67	180	70	149	122	341	241	10	32
1999	60	279	24	194	-	-	93	5	5
2000	37	163	19	134	-	-	41	5	3
2001	50	137	41	96	-	-	2	9	20
2002	57	119	30	92	-	-	46	8	11
2003	36	380	25	162	-	-	37	13	18
2004	61	253	34	102	77	174	18	3	8
2005	72	349	60	202	-	-	39	5	7
2006	62	183	36	138	-	-	29	5	11
2007	60	195	38	135	102	169	16	3	7
2008	96	167	70	103	-	-	14	8	8
2009	23	199	19	134	38	158	12	1	5
2010	36	255	14	126	-	-	-	3	5
2011	155	311	88	264	-	-	-	2	0
2012	30	382	15	245	-	-	-	0	6
2013	32	452	19	182	36	228	-	0	3
2014	19	125	15	74	27	78	-	0	0
2015	40	196	48	129	63	171	-	-	-
2016	42	246	32	130	70	217	-	3	9
2017	162	594	71	118	167	238	-	2	4
2018	56	387	23	198	-	-	-	5	9
2019	39	331	21	167	25	215	-	2	3

Notes relatives au tableau :

¹Série sur les échappées;

²Série sur l'indice.

Tableau 10. Sommaire des déclin et des augmentations de l'abondance du saumon atlantique adulte (grands et petits combinés) pour cinq rivières de l'est du Cap-Breton. La méthode de régression est un ajustement du modèle log-linéaire par les moindres carrés. *Le taux de variation est important ($p < 0,05$). Les erreurs-types et les intervalles de confiance à 95 % sont indiqués entre parenthèses. Une valeur négative dans les colonnes du déclin indique une augmentation de l'effectif de la population. Les valeurs déclarées pour la rivière Grand sont calculées et présentées dans Levy et Gibson (2014).

Population	Période	Nombre d'années	Taux de variation (ET)	Régression Taux de diminution sur 1 an (%)	Régression Déclin sur la période (%)
Rivière Middle	2002 à 2019	17	0,02 (0,02)	-2,3 (1,6 à -6,3)	-46,7 (23,6 à -181,9)
Rivière Baddeck	2002 à 2019	17	0,008 (0,01)	-0,8 (2,2 à -3,9)	-14,3 (31,7 à -91,4)
Rivière North	2003 à 2019	16	0,007 (0,03)	-0,7 (5,6 à -7,5)	-12,0 (60,4 à -216,6)
Rivière Grand	1989 à 2009	20	-0,19 (0,03)*	17,2 (22,2 à 11,8)	98,1 (99,5 à 92,9)
	1994 à 2009	15	-0,22 (0,05)*	19,6 (27,6 à 10,8)	97,0 (99,4 à 83,8)
	1999 à 2009	10	-0,08 (0,10)*	8,1 (24,2 à -11,4)	60,7 (95,3 à -226,2)
Ruisseau Clyburn	1999 à 2019	20	-0,07 (0,03)*	6,6 (11,9 à 0,9)	74,4 (92,1 à 17,3)
	2004 à 2019	15	-0,06 (0,04)	5,3 (13,8 à -4,0)	56,0 (89,3 à -80,2)

Tableau 11. Nombre de grands et de petits saumons dénombrés pendant les relevés en plongée dans la rivière Middle, comté de Victoria, de 1994 à 2019. Le nombre de saumons (classes de taille combinées) qui ont été marqués, puis observés pendant le dénombrement en plongée est indiqué pour les années où des expériences de marquage-recapture ont été menées. « - » = Aucune donnée.

Année	Animaux comptés Petits saumons	Animaux comptés Grands saumons	Marquage-recapture de poissons marqués	Marquage-recapture Nombre de marques observées	Marquage-recapture Efficacité de l'observation
1994	35	289	17	13	0,76
1995	23	160	12	6	0,50
1996	75	284	16	10	0,63
1997	42	216	17	11	0,65
1998	52	96	18	12	0,67
1999	45	187	15	11	0,73
2000	22	102	23	13	0,57
2001	29	81	-	-	-
2002	30	61	-	-	-
2003	19	174	22	7	0,32
2004	31	149	17	8	0,47
2005	57	217	-	-	-
2006	34	95	-	-	-
2007	38	115	-	-	-
2008	83	134	-	-	-
2009	39	97	-	-	-
2010	10	125	-	-	-
2011*	100	221	-	-	-
2012	24	324	-	-	-
2013	25	340	-	-	-

Année	Animaux comptés Petits saumons	Animaux comptés Grands saumons	Marquage-recapture de poissons marqués	Nombre de marques observées	Marquage-recapture Efficacité de l'observation
2014	7	71	-	-	-
2015	31	119	-	-	-
2016	25	185	-	-	-
2017	105	386	-	-	-
2018	36	254	-	-	-
2019	34	292	-	-	-

Notes relatives au tableau : *Le nombre moyen compté en plongée indiqué ici (c.-à-d. la moyenne des relevés avec et sans nouvelles fosses) a été utilisé dans le modèle d'évaluation.

Tableau 12. Moyennes et écarts-types (ET) des densités de saumons atlantiques juvéniles d'âge 0 et d'âge 1+ (nombre/100 m²) dans la rivière Middle, comté de Victoria, estimés lors des relevés par pêche à l'électricité de 1985 à 2006. « N » est le nombre de sites pêchés à l'électricité chaque année (source : Gibson et Bowlby 2009).

Année	N	Âge 0 moyenne	Âge 0 ET	Âge 1+ moyenne	Âge 0 ET
1985	2	48,1	29,6	58,2	13,8
1994	2	20,4	18,5	28,5	11,3
1995	3	129,8	38,4	42,8	29,7
1996	4	64,3	71,3	55,2	13,8
1997	4	34,1	27,0	68,9	41,1
1998	4	21,4	11,4	46,8	8,3
1999	4	55,3	25,7	43,8	10,0
2000	4	58,0	40,9	54,1	15,4
2001	4	9,4	6,6	41,9	12,8
2006	4	85,2	68,4	62,8	22,9

Tableau 13. Estimations de l'abondance des saumoneaux atlantiques sauvages et d'écloserie, production par unité de superficie de l'habitat (saumoneaux par 100 m²) et taux de montaison des saumons unibermarins et dibermarins pour la rivière Middle. « - » = Aucune donnée.

Année des saumoneaux (t)	Estimation des saumoneaux*	Intervalle de confiance à 95 %	Production par unité de superficie (saumoneaux/100 m ²)	Taux de montaison (%)** Unibermarins (t+1)	Taux de montaison (%)** Dibermarins (t+2)
2013	11 103	6 848 à 15 359	1,43	0,20	1,68
2014***	11 907	2 471 à 21 343	1,53	0,37	1,52
2015	24 110	12 057 à 36 164	3,10	0,15	1,96
2016	14 848	8 451 à 21 244	1,91	0,90	2,15
2017‡	-	-	-	-	-
2018***	9 554	1 265 à 17 842	1,23	0,41	-
2019‡	-	-	-	-	-

* Source : Estimations de saumoneaux fournies par l'Institut de ressources naturelles Unama'ki. Pour 2013 à 2016 et 2018, la population de saumoneaux a été calculée en utilisant une expérience de marquage-recapture à casier unique et la méthode de Peterson ajustée (Ricker 1975).

**On a présumé que 90 % des grands saumons étaient des dibermarins vierges, d'après la détermination de l'âge à partir des échantillons d'écaillés prélevés sur les saumons adultes dans la rivière Middle entre 1995 et 1998, ainsi qu'en 2003 et en 2004. On a présumé que tous les petits saumons étaient des saumons unibermarins pour calculer ces taux de montaison.

***Le nombre de recaptures était faible en 2014 (207 saumoneaux marqués, 276 saumoneaux capturés et 4 saumoneaux recapturés) et en 2018 (193 saumoneaux marqués, 196 saumoneaux capturés et 3 saumoneaux recapturés); l'incertitude entourant ces estimations était donc plus grande.

‡ On a tenté d'estimer les saumoneaux en 2017 et en 2019, mais ces tentatives n'ont pas été concluantes en raison de périodes d'interruption des activités entraînées par des conditions de fort débit des eaux.

Tableau 14. Nombre de grands et de petits saumons dénombrés pendant les relevés en plongée dans la rivière Baddeck, comté de Victoria, de 1994 à 2019. Le nombre de saumons (classes de taille combinées) qui ont été marqués, puis observés pendant le dénombrement en plongée est indiqué pour les années où des expériences de marquage-recapture ont été menées. « - » = Aucune donnée.

Année	Animaux comptés Petits saumons	Animaux comptés Grands saumons	Marquage-recapture Nombre de poissons marqués	Marquage-recapture Nombre de marques observées	Marquage-recapture Efficacité de l'observation
1994	17	93	12	9	0,75
1995	42	112	28	12	0,43
1996	43	171	17	11	0,65
1997	35	103	32	19	0,59
1998	30	74	13	7	0,54
1999	-	-	-	-	-
2000	8	84	43	27	0,63
2001	-	-	-	-	-
2002	12	44	-	-	-
2003	7	60	15	3	0,20
2004	18	38	3	1	0,33
2005	34	121	-	-	-
2006	21	60	-	-	-
2007	27	64	-	-	-
2008	63	74	-	-	-
2009	15	67	-	-	-
2010	2	40	-	-	-
2011	39	121	-	-	-
2012	22	158	-	-	-
2013	11	87	-	-	-
2014	10	45	-	-	-
2015	17	78	-	-	-
2016	16	85	-	-	-
2017	52	93	-	-	-
2018	10	77	-	-	-
2019	14	89	-	-	-

Tableau 15. Moyennes et écarts-types (ET) des densités de saumons atlantiques juvéniles d'âge 0 et d'âge 1+ (nombre/100 m²) dans la rivière Baddeck, comté de Victoria (Nouvelle-Écosse), estimés lors des relevés par pêche à l'électricité de 1996 à 2016. « N » est le nombre de sites pêchés à l'électricité chaque année.

Année	N	Âge 0 moyenne	Âge 0 ET	Âge 1+ moyenne	Âge 1+ ET
1996	3	63,3	5,9	36,0	13,9
1997	3	113,4	64,5	38,7	12,0
1998	3	64,7	33,0	30,1	9,3
1999	3	95,2	77,3	32,6	16,0
2000	3	141,8	53,8	32,1	21,2
2001	3	47,5	27,3	27,0	18,2

Année	N	Âge 0 moyenne	Âge 0 ET	Âge 1+ moyenne	Âge 1+ ET
2016	2	73,3	23,2	41,5	4,4

Tableau 16. Nombre de grands et de petits saumons dénombrés pendant les relevés en plongée dans la rivière North, de 1983 à 2019. Les valeurs entre parenthèses indiquent les estimations du nombre à l'échelle. Le nombre de saumons (classes de taille combinées) qui ont été marqués, puis observés pendant le dénombrement en plongée est indiqué pour les années où des expériences de marquage-recapture ont été menées. « - » = Aucune donnée.

Année	Animaux comptés Petits saumons	Animaux comptés Grands saumons	Marquage-recapture Nombre de poissons marqués	Marquage-recapture Nombre de marques observées	Marquage- recapture Efficacité de l'observation
1994	68	167	22	8	0,36
1995	57	124	28	13	0,46
1996	184	138	14	8	0,57
1997	54	281	25	11	0,44
1998	59	165	13	6	0,46
1999	-	-	-	-	-
2000	-	-	-	-	-
2001	-	-	-	-	-
2002	-	-	-	-	-
2003	-	-	-	-	-
2004	30 (37,1)	68 (84,1)	-	-	-
2005	-	-	-	-	-
2006	-	-	-	-	-
2007	40 (49,5)	66 (81,7)	-	-	-
2008	-	-	-	-	-
2009	15 (18,6)	62 (76,7)	-	-	-
2010	-	-	-	-	-
2011	-	-	-	-	-
2012	-	-	-	-	-
2013a	21	115	11	6	0,55
2013b	14	106	11	3	0,27
2014	13	38	-	-	-
2015a	36	89	28	17	0,61
2015b	25	77	28	10	0,36
2016	34	105	26	13	0,5
2017	81	115	-	-	-
2018	-	-	-	-	-
2019	12	104	-	-	-

Notes relatives au tableau :

Deux dénombrements ont été effectués en 2013 et en 2015. On a utilisé la moyenne des deux nombres pour calculer l'échappée.

Tableau 17. Dénombrements estivaux dans la rivière North de 2001 à 2019. Aucune efficacité de l'observation disponible. « - » = Aucune donnée.

Année	Animaux comptés Petits saumons	Animaux comptés Grands saumons
2001	24	93
2002	-	-
2003	-	-
2004	-	-
2005	-	-
2006	-	-
2007	-	-
2008	-	-
2009	-	-
2010	-	-
2011	-	-
2012	-	-
2013	-	-
2014	25	44
2015	18	85
2016	10	34
2017	47	85
2018	51	80
2019	11	106

Tableau 18. Sommaire des statistiques de la pêche récréative pour les petits et grands saumons atlantiques dans la rivière Grand, de 1983 à 2011. Le nombre de pêcheurs à la ligne est le nombre de pêcheurs qui ont déclaré avoir pêché dans la rivière Grand. Les autres valeurs sont corrigées en fonction de la non-déclaration (source : Levy et Gibson 2014). CPUE = Capture par unité d'effort. L'effort est le nombre total de jours/pêcheurs.

Année	Nombre de pêcheurs à la ligne	Petits conservés	Petits rejetés	Nombre total de petits saumons	Grands conservés	Grands rejetés	Nombre total de grands saumons	Effort	CPUE	% Grands
1983	371	194	34	228	31	39	69	4 212	0,069	23,3
1984	268	350	53	404	4	30	34	2 989	0,148	7,8
1985	312	471	71	542	0	132	132	3 073	0,224	19,6
1986	326	294	61	356	0	192	192	2 997	0,180	35,0
1987	262	301	33	334	0	104	104	2 059	0,208	23,8
1988	277	303	21	324	0	101	101	3 334	0,133	23,8
1989	247	311	23	334	0	80	80	2 709	0,148	19,4
1990	240	339	79	419	0	102	102	2 857	0,186	19,7
1991	178	115	13	128	0	18	18	1 981	0,076	12,3
1992	182	155	12	166	0	46	46	1 939	0,109	21,6
1993	183	115	21	136	0	24	24	1 469	0,105	15,2
1994	44	0	75	75	0	21	21	416	0,231	21,6
1995	4	0	6	6	0	16	16	49	0,368	71,4
1996	26	0	94	94	0	26	26	294	0,405	21,7
1997	20	3	28	31	0	6	6	173	0,202	15,4
1998	20	0	75	75	0	12	12	246	0,321	13,6
1999	7	0	17	17	0	3	3	47	0,429	16,7
2000	14	0	20	20	0	1	1	81	0,266	5,9
2001	6	0	1	1	0	0	0	9	0,143	0,0
2002	11	0	31	31	0	0	0	84	0,375	0,0
2003	8	0	16	16	0	3	3	63	0,302	15,4
2004	4	0	7	7	0	2	2	35	0,263	20,0
2005	6	0	20	20	0	0	0	13	1,500	0,0
2006	8	0	15	15	0	0	0	28	0,500	0,0
2007	5	0	6	6	0	2	2	34	0,174	25,0
2008	4	0	7	7	0	0	0	31	0,231	0,0
2009	2	0	3	3	0	3	3	27	0,200	50,0
2010	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée
2011	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée	Rivière fermée

Tableau 19. Remontes de saumon atlantique en amont des chutes Grand River sur la rivière Grand, en Nouvelle-Écosse, de 1988 à 2000, telles qu'estimées à partir des données de dénombrement à la passe à poissons (source : Gibson et Bowlby 2009). « - » = Aucune donnée.

Année	Petits et grands poissons combinés Remontes	Petits et grands poissons combinés Échap.	Petits et grands poissons combinés % Éclosion	Petits et grands poissons combinés Échappées sauvages	Petits et grands poissons combinés Remontes sauvages	Petits et grands poissons combinés % Valeur requise
1988	694	626	0	626	694	268
1989	607	453	0	453	607	194
1990	626	442	43	252	357	108
1991	442	348	45	191	243	82
1992	186	133	38	82	115	35
1993	132	97	45	53	73	23
1994	208	201	14	173	179	74
1995	281	281	32	191	191	82
1996	345	345	61	135	135	58
1997	152	147	31	101	105	43
1998	245	241	73	65	66	28
1999*	103	93	34	62	68	26
2000*	-	-	0	-	-	-

Notes relatives au tableau :

*Seuls des dénombrements partiels ont été effectués.

Tableau 20. Densité des juvéniles par âge du saumon atlantique dans les sites de pêche à l'électricité de l'est du Cap-Breton en 2016. Le total des prises à chaque site est normalisé en fonction de la durée du choc et mis à l'échelle de la densité en utilisant la relation entre la capture par unité d'effort (CPUE) et la densité pour les alevins et les tacons élaborée par Chaput et ses collaborateurs (2005). On suppose que la capturabilité des tacons d'âge 1, 2 et 3 est égale.

Rivière	ID du site	Méthode	Superficie (m ²)	Durée du choc (s)	Prise Âge 0	Prise Âge 1	Prise Âge 2	Prise Âge 3	CPUE (3 min) Âge 0	CPUE (3 min) Âge 1	CPUE (3 min) Âge 2	CPUE (3 min) Âge 3	Densité (par 100 m ²) Âge 0	Densité (par 100 m ²) Âge 1	Densité (par 100 m ²) Âge 2	Densité (par 100 m ²) Âge 3
Rivière Baddeck	BAD001	passage unique	407,4	1 040	101	35	12	0	17	6	2	0	96	35	15	4
Rivière Baddeck	BAD002	passage unique	252	585	29	15	6	0	9	5	2	0	50	28	13	4
Rivière Benacadie	BEN002	passage unique	148	369	0	8	3	0	0	4	1	0	5	24	12	4
Rivière Benacadie	BEN003	passage unique	100	442	0	4	4	0	0	2	2	0	5	12	12	4
Ruisseau Breac	BRE001	passage unique	443	601	13	9	1	0	4	3	0	0	24	18	6	4
Rivière Framboise	FRM001	passage unique	309,7	665	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	4
Rivière Framboise	FRM002	passage unique	447,2	922	18	13	3	0	4	3	1	0	22	17	7	4
Rivière Framboise	FRM003	passage unique	285,2	865	5	1	0	0	1	0	0	0	10	5	5	4
Rivière Framboise	FRM004	passage unique	314,4	782	0	1	0	0	0	0	0	0	5	6	5	4
Rivière Grand	Grand002.1	passage unique	867,4	1 320	5	0	0	0	1	0	0	0	8	5	5	4
Rivière Grand	Grand005	passage unique	313,1	766	0	0	1	0	0	0	0	0	5	5	6	4
Rivière Grand	Grand006	passage unique	245	1 068	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	4
Rivière Grand	Grand002.2	passage unique	787,4	1 798	46	1	1	0	5	0	0	0	27	5	5	4
Rivière Grand	Grand007	passage unique	446,8	1 721	0	0	0	3	0	0	0	0	5	5	5	6
Rivière Grand	Grand003	passage unique	515,8	1 563	19	0	1	0	2	0	0	0	15	5	5	4
Rivière Grand	Grand004.1	passage unique	1 344,8	1 149	1	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	4
Rivière Grand	Grand008	passage unique	350,8	547	2	0	0	0	1	0	0	0	8	5	5	4

Rivière	ID du site	Méthode	Superficie (m ²)	Durée du choc (s)	Prise Âge 0	Prise Âge 1	Prise Âge 2	Prise Âge 3	CPUE (3 min) Âge 0	CPUE (3 min) Âge 1	CPUE (3 min) Âge 2	CPUE (3 min) Âge 3	Densité (par 100 m ²) Âge 0	Densité (par 100 m ²) Âge 1	Densité (par 100 m ²) Âge 2	Densité (par 100 m ²) Âge 3
Rivière Grand	Grand008.1	passage unique	899,7	1 330	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	4
Ruisseau Indian	IND001	passage unique	192	349	10	8	4	0	5	4	2	0	30	25	15	4
Rivière Denys	DEN001	passage unique	361,6	673	34	11	5	1	9	3	1	0	51	19	11	6
Rivière Denys	DEN002	passage unique	114	422	16	15	6	0	7	6	3	0	39	37	17	4
Rivière Inhabitants	INH003	passage unique	399,8	728	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	4
Rivière Inhabitants	INH002.1	passage unique	540,96	1 361	24	5	3	0	3	1	0	0	20	8	6	4
Rivière Inhabitants	INH001	passage unique	1 113,2	1 969	2	33	23	0	0	3	2	0	5	19	15	4
Rivière Tillard	TIL004	passage unique	541,1	1 718	0	6	5	4	0	1	1	0	5	8	7	6
Rivière Tillard	TIL001	passage unique	342,6	1 122	0	0	3	0	0	0	0	0	5	5	7	4
Rivière Tillard	TIL005	passage unique	508,8	1 153	0	1	0	0	0	0	0	0	5	5	5	4
Rivière Skye	SKY001	marquage-recapture	353,8	1 048	9	24	3	0	2	4	1	0	12	25	7	4
Rivière Skye	SKY001	marquage-recapture ¹	353,8	607	5	20	3	0	1	6	1	0	12	34	9	4
Rivière Skye	SKY002	passage unique	390,1	972	15	22	1	0	3	4	0	0	18	25	5	4
Rivière Skye	SYD003	passage unique	179	600	0	12	4	3	0	4	1	1	5	22	10	9
Rivière Sydney	SYD002	marquage-recapture	195	653	15	17	3	1	4	5	1	0	25	28	8	6
Rivière Sydney	SYD002	marquage-recapture ¹	195	655	10	11	0	0	3	3	0	0	18	19	5	4

Notes relatives au tableau :

¹indique le passage de recapture pour le site.

Tableau 21. Sommaire décennal des programmes d'empoissonnement de saumons atlantiques exploités dans les rivières de l'UD de l'est du Cap-Breton de 1979 à 2012, y compris le nombre total de chaque stade biologique empoissonné et l'origine du stock de géniteurs. Les espèces indigènes sont définies comme des géniteurs de la rivière d'origine, les espèces locales sont des géniteurs d'une autre rivière de l'UD de l'est du Cap-Breton et les espèces hybrides sont des croisements de deux populations différentes (indigène x locale ou locale x locale). Lorsque le stock de géniteurs provenait d'ailleurs que de l'est du Cap-Breton, l'UD d'origine est précisée.

Nom du bassin hydrographique	Décennie	Total	Stade biologique	Origine du stock
Rivière North	1980	21 432	Saumoneaux	Indigène
Rivière North	1990	55 062	Saumoneaux/Tacons	Indigène
Rivière Baddeck	1970*	2 700	Saumoneaux	UD du Golfe
Rivière Baddeck	1980	37 086	Tacons	Locale
Rivière Baddeck	2010	158 568	Alevins/Tacons	Indigène
Rivière Baddeck	2010	17	Adultes	Indigène
Rivière Middle	1970*	6 758	Saumoneaux/Tacons	UD du Golfe
Rivière Middle	1980	151 669	Saumoneaux/Tacons	Locale / UD du Golfe
Rivière Middle	2010	172 904	Alevins/Tacons	Indigène
Rivière Middle	2010	33	Adultes	Indigène
Rivière Inhabitants	1980	13 079	Saumoneaux/Tacons	Hybride / UD du Golfe / UD des hautes terres du Sud
Rivière Inhabitants	1990	1 026	Tacons	UD du Golfe
Rivière Grand	1980	56 658	Saumoneaux/Tacons	Indigène
Rivière Grand	1990	236 278	Saumoneaux/Tacons	Indigène
Rivière Mira	1980	11 514	Tacons	Indigène
Rivière Mira	1990	88 542	Saumoneaux/Tacons	Indigène
Ruisseau Indian (comté de Cap-Breton)	1990	86 659	Saumoneaux/Tacons	Hybride / locale
Ruisseau Indian (comté de Cap-Breton)	2000	37 074	Saumoneaux/Tacons	Hybride / locale
Tous les autres bassins hydrographiques de l'est du Cap-Breton	1990	28 387	Saumoneaux	Locale

Notes relatives au tableau :

*Les données des années 1970 ne comprennent que les lâchers de 1979.

Tableau 22. Sommaire de l'empoissonnement de saumons atlantiques adultes et juvéniles visant à compenser numériquement la mortalité attribuée à la pêche avec remise à l'eau, et des efforts d'empoissonnement d'adultes visant à appuyer l'utilisation des pêches autochtones à des fins ASR dans la rivière Middle. « - » = Aucun lâcher.

Année	Empoisonnement de juvéniles Nombre d'alevins (été)	Empoisonnement de juvéniles Nombre de tacons d'âge 0 (octobre)	Empoisonnement d'adultes Nombre de grands	Empoisonnement d'adultes Nombre de petits
2009	-	-	-	-
2010	-	12 000	-	-
2011	12 600	10 400	14	-
2012	-	-	1	18
2013	-	13 000	-	-
2014	-	18 504	-	-
2015	-	15 000	-	-

Année	Empoisonnement de juvéniles Nombre d'alevins (été)	Empoisonnement de juvéniles Nombre de tacons d'âge 0 (octobre)	Empoisonnement d'adultes Nombre de grands	Empoisonnement d'adultes Nombre de petits
2016	-	24 000	-	-
2017	-	21 000	-	-
2018	-	21 400	-	-
2019	-	25 000	-	-

Tableau 23. Sommaire des efforts d'empoisonnement de saumons atlantique adultes et juvéniles visant à compenser numériquement la mortalité attribuée à la pêche avec remise à l'eau, des prélèvements de tacons et des efforts d'empoisonnement d'adultes visant à appuyer l'utilisation des pêches autochtones à des fins ASR dans la rivière Baddeck. « - » = Aucun lâcher.

Année	Empoisonnement de juvéniles Nombre d'alevins (été)	Empoisonnement de juvéniles Nombre de tacons d'âge 0 (octobre)	Empoisonnement d'adultes Nombre de grands	Empoisonnement d'adultes Nombre de petits
2009	-	-	-	-
2010	13 000	9 000	-	-
2011	6 000	10 700	2	-
2012	-	11 990	1	14
2013	-	-	-	-
2014	-	12 978	-	-
2015	-	23 700	-	-
2016	-	28 300	-	-
2017	-	20 400	-	-
2018	-	22 500	-	-
2019	-	-	-	-

FIGURES

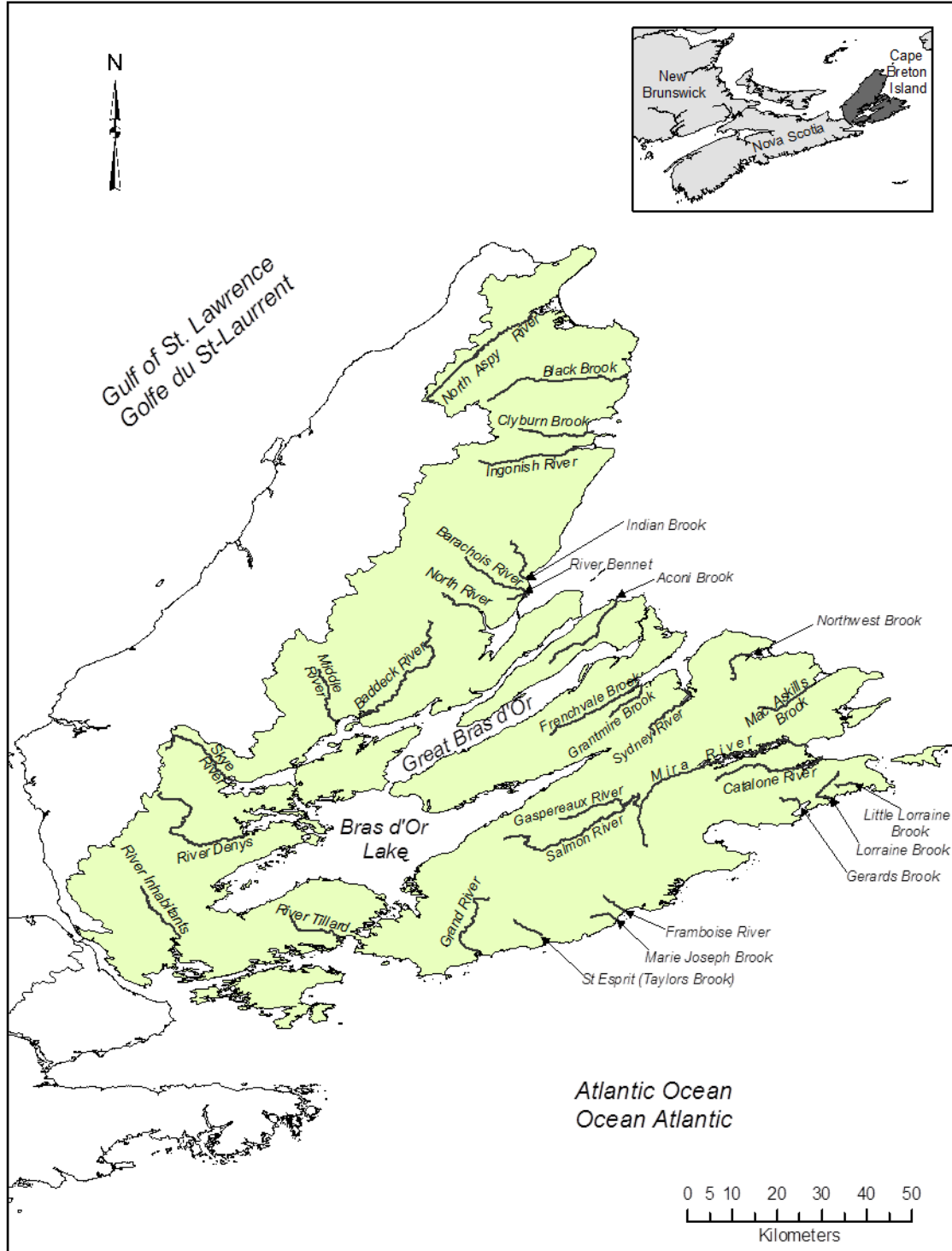


Figure 1. Rivières de l'UD de l'est du Cap-Breton où des prises de la pêche récréative ont été déclarées. L'UD de l'est du Cap-Breton est mise en évidence en vert.

Rivière Middle

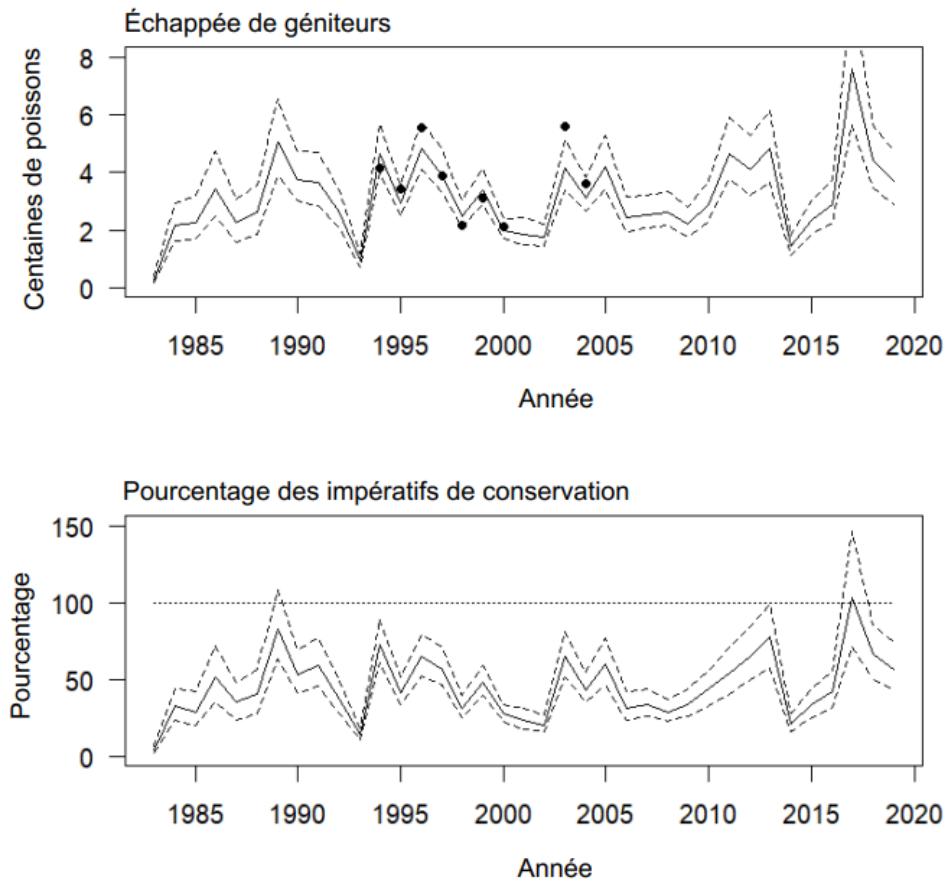


Figure 2. Nombre total estimé de géniteurs (graphique supérieur) et pourcentage de la ponte nécessaire à la conservation qui a été atteint (graphique inférieur) dans la rivière Middle (Nouvelle-Écosse) de 1983 à 2019. Les lignes pleines sont les valeurs estimées et les lignes discontinues sont les 10^e et 90^e centiles des densités de probabilité a posteriori pour les estimations (indiquant l'incertitude des estimations). Les points dans le graphique supérieur représentent l'estimation de la population obtenue grâce aux opérations de marquage-recapture effectuées dans le cadre des relevés en plongée. La ligne horizontale discontinue dans le graphique inférieur correspond à 100 % de la ponte nécessaire à la conservation.

Rivière Baddeck

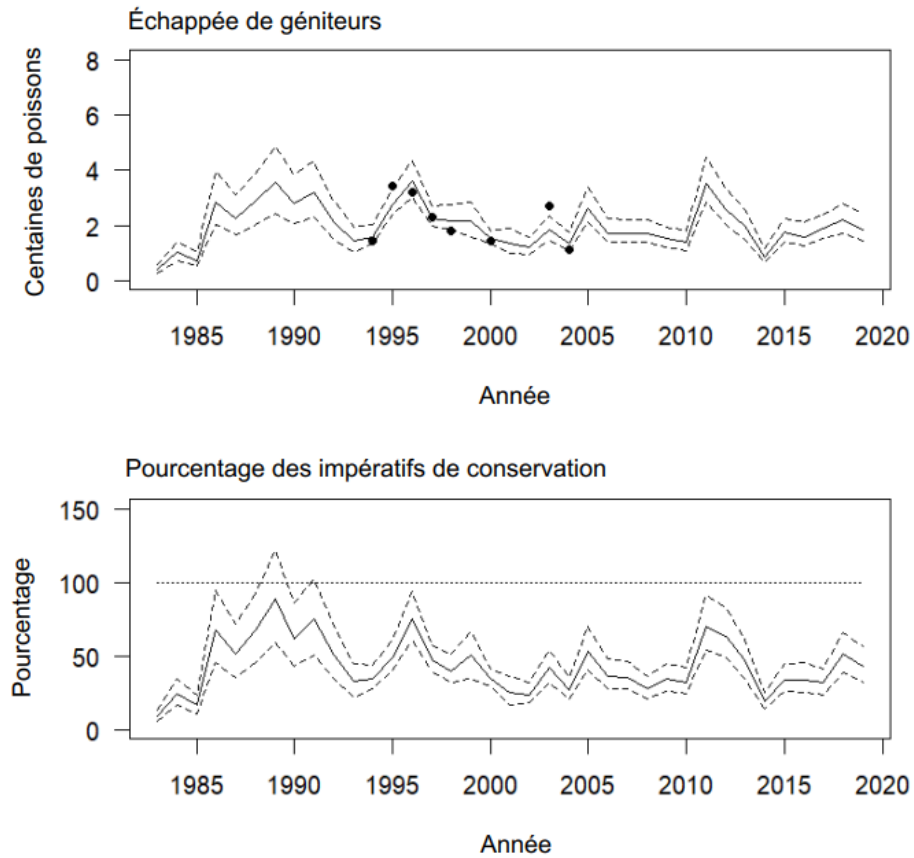


Figure 3. Nombre total estimé de géniteurs (graphique supérieur) et pourcentage de la ponte nécessaire à la conservation qui a été atteint (graphique inférieur) dans la rivière Baddeck (Nouvelle-Écosse) de 1983 à 2019. Les lignes pleines sont les valeurs estimées et les lignes discontinues sont les 10^e et 90^e centiles des densités de probabilité a posteriori pour les estimations (indiquant l'incertitude des estimations). Les points dans le graphique supérieur représentent l'estimation de la population obtenue grâce aux opérations de marquage-recapture effectuées dans le cadre des relevés en plongée. La ligne horizontale discontinue dans le graphique inférieur correspond à 100 % de la ponte nécessaire à la conservation.

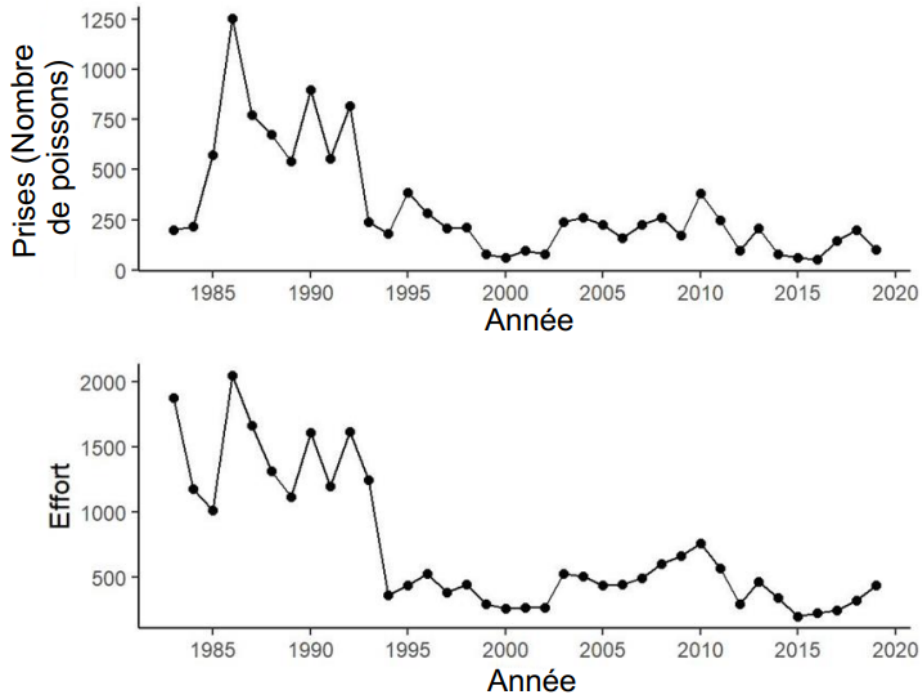


Figure 4. Estimation des prises dans les pêches récréatives (graphique supérieur) et de l'effort de pêche (graphique inférieur) de petits et de grands saumons atlantiques dans la rivière North (Nouvelle-Écosse), de 1983 à 2019 (données préliminaires) d'après les retours des talons de permis de pêche du saumon. En raison d'un changement de gestion, il est interdit de conserver le saumon depuis 1994.

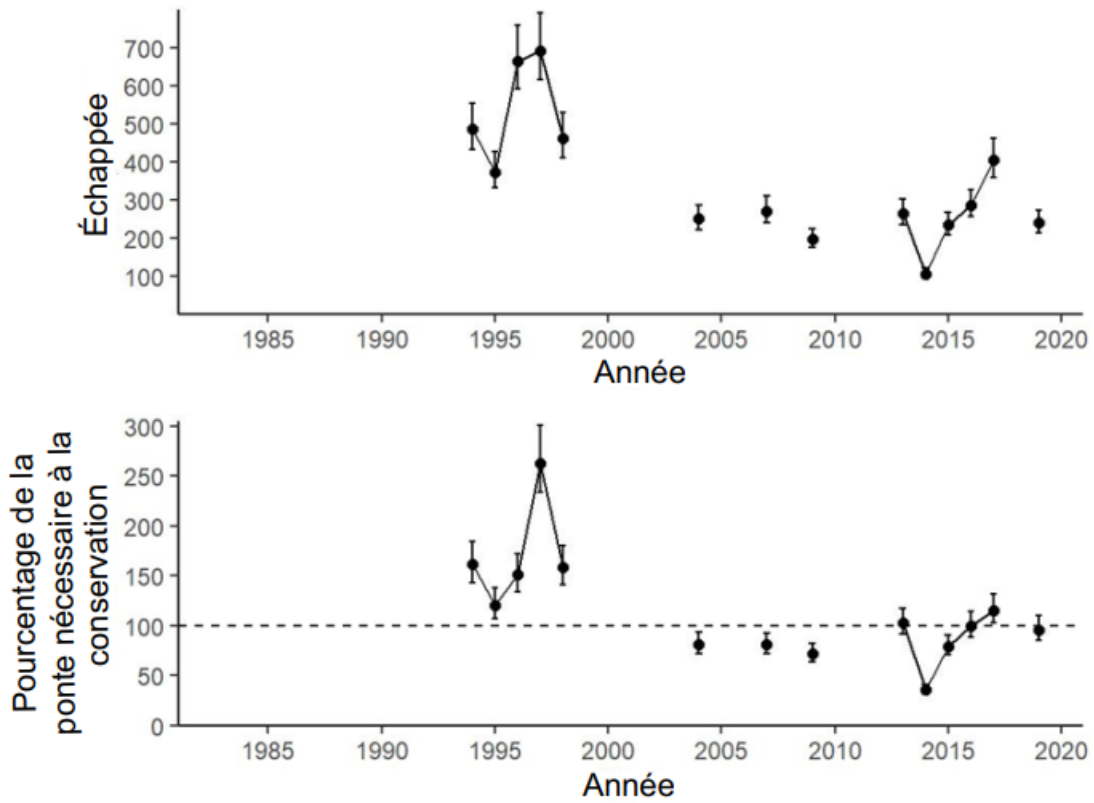


Figure 5. Estimation de l'échappée totale (graphique supérieur) et du pourcentage de la ponte nécessaire à la conservation qui a été atteint (graphique inférieur) dans la rivière North (Nouvelle-Écosse), de 1983 à 2019. Les barres d'erreur représentent l'intervalle de confiance à 95 %. La ligne horizontale discontinue dans le graphique inférieur correspond à 100 % de la ponte nécessaire à la conservation.

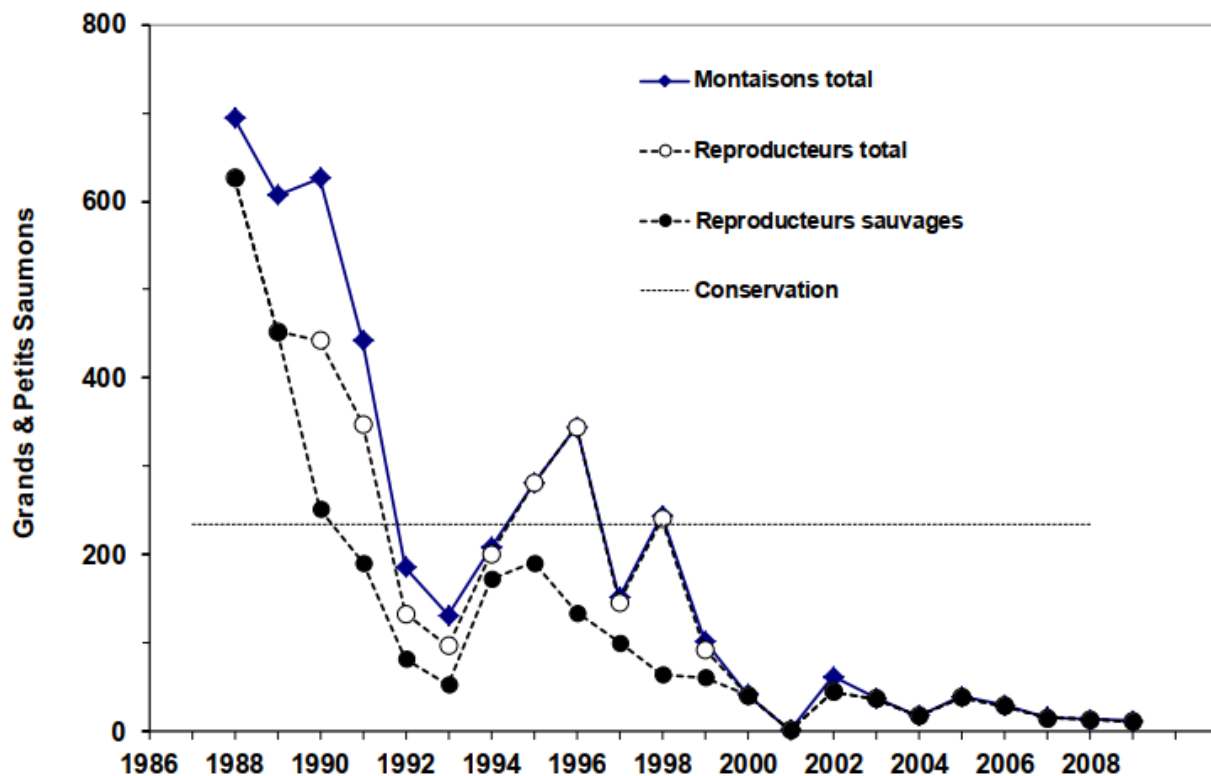


Figure 6. Total des remontes et des échappées dans la rivière Grand (Nouvelle-Écosse) pour les petits et les grands saumons de 1988 à 2009. Estimations dérivées du dénombrement à la passe à poissons et des données sur les prises dans les pêches récréatives (avant 2000) et des données sur les prises dans les pêches récréatives à partir de 2000. Le nombre approximatif de saumons (grands et petits combinés) requis pour atteindre la ponte nécessaire à la conservation est indiqué par la ligne horizontale discontinue (source : Levy et Gibson 2014).

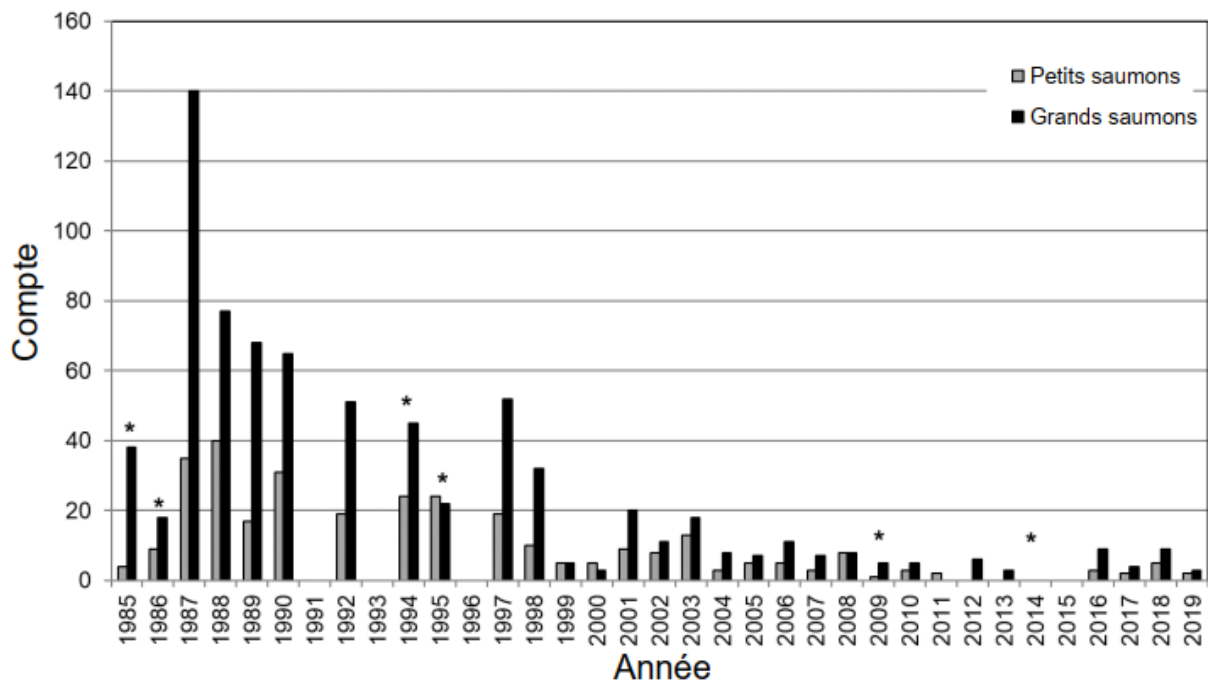


Figure 7. Nombre de petits (unibermarins) et de grands (dibermarins) saumons atlantiques recensés dans le ruisseau Clyburn (Nouvelle-Écosse) de 1985 à 2019. Les astérisques (*) correspondent aux années où le relevé n'a porté que sur le cours inférieur du ruisseau. Aucun dénombrement n'a été réalisé en 1991, en 1993, en 1996 et en 2015. Source : Parcs Canada.

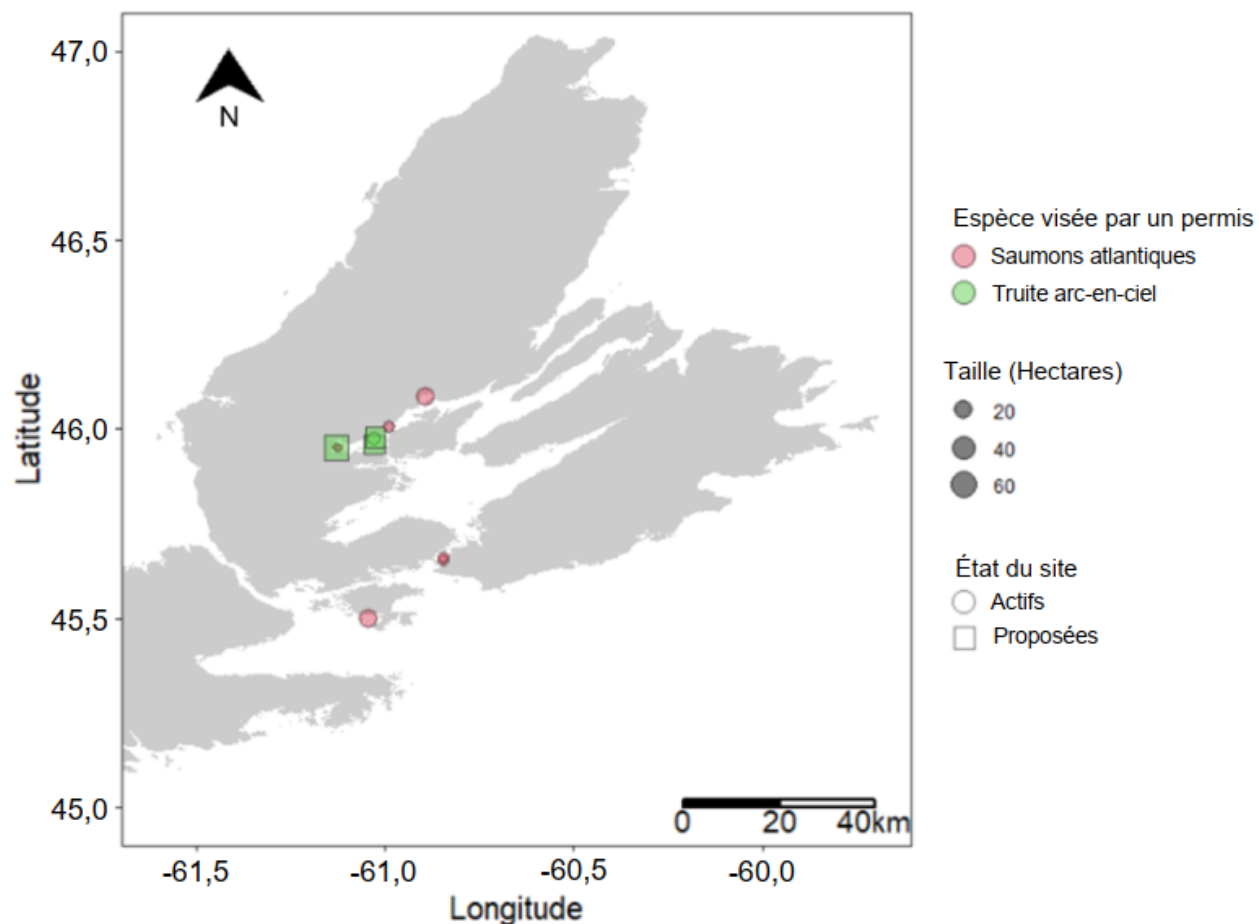


Figure 8. Emplacement, taille, espèces autorisées et état des sites aquacoles de poissons à nageoires dans l'unité désignable de l'est du Cap-Breton. Tous les sites autorisés pour le saumon atlantique sont également autorisés pour d'autres espèces de truites, qui sont les principales espèces d'élevage.

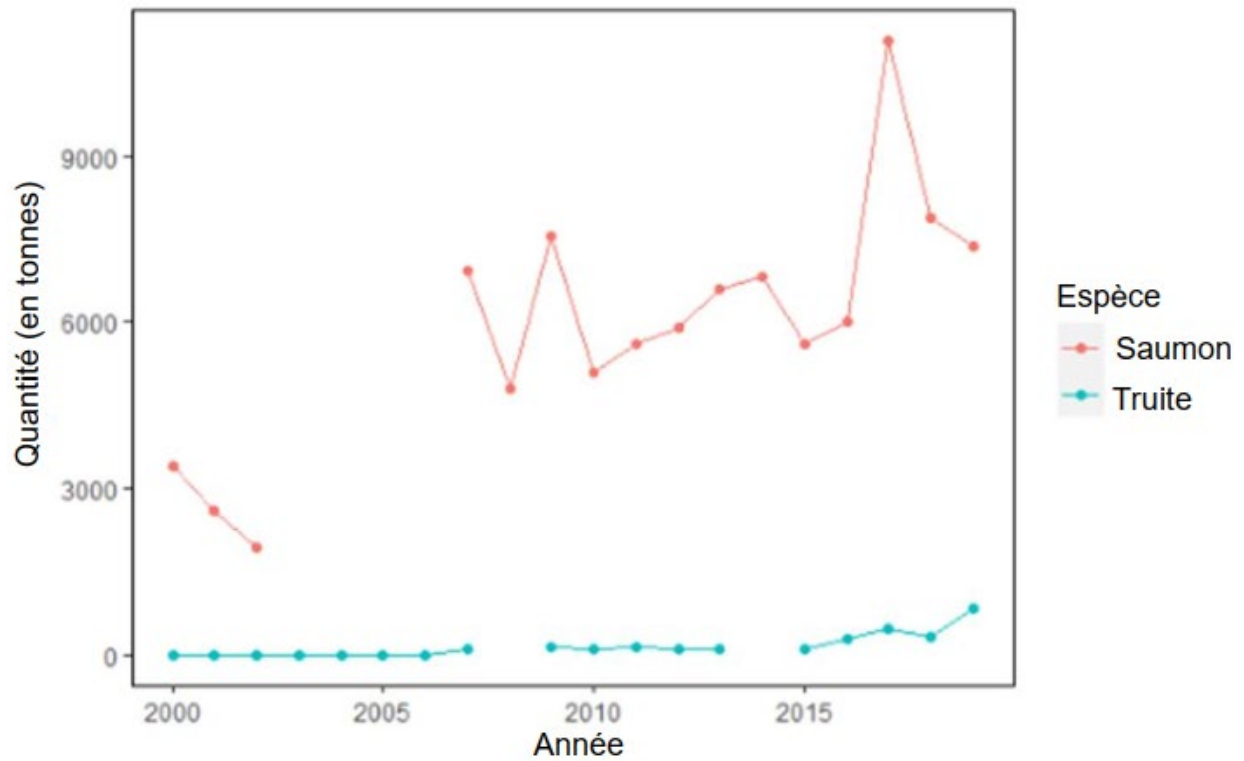


Figure 9. Production aquacole d'espèces de saumons et de truites pour la province de la Nouvelle-Écosse de 2000 à 2019.

ANNEXE

Tableau A1. Menaces pesant sur les populations de saumon atlantique dans le milieu d'eau douce de l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson et al. 2014).

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
Milieu dulcicole	Milieu dulcicole	Milieu dulcicole	Milieu dulcicole	Milieu dulcicole	Milieu dulcicole	Milieu dulcicole	Milieu dulcicole
Qualité et quantité d'eau	Acidification	Faible	Faible	Prévue (potentielle) Continue	Élevée	Élevée	Faible
Qualité et quantité d'eau	Températures extrêmes	Faible	Faible	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Faible	Élevée	Faible
Qualité et quantité d'eau	Modification des conditions hydrologiques	Moyen	Faible (ou inconnue)	Historique, Actuelle et Prévue Récurrente	Négligeable à Élevée (selon le moment et l'ampleur de la modification)	Élevée	Faible
Qualité et quantité d'eau	Extraction d'eau	Faible	Faible	Historique, Actuelle et	Négligeable à Élevée (selon	Élevée	Faible

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
				Prévue Récurrente	le moment et l'ampleur de l'extraction)		
Qualité et quantité d'eau	Contaminants chimiques	Faible	Faible	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Négligeable à Élevée (selon la concentration [dose] et la durée de l'exposition)	Élevée	Faible
Qualité et quantité d'eau	Envasement et sédiments	Moyen	Élevée	Historique et Actuelle Continue	Négligeable à Élevée (selon la concentration [dose] et la durée de l'exposition)	Élevée	Faible
Changements dans les communautés biologiques	Espèces non indigènes (poissons)	Moyen	Moyenne (15 % des populations évaluées avec des poissons envahissants documentés)	Historique, Actuelle et Prévue Continue	Moyenne	Élevée	Faible

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
Changements dans les communautés biologiques	Espèces non indigènes (autres)	Faible	Faible	Prévue Continue	Faible à moyenne	Moyenne	Très faible
Changements dans les communautés biologiques	Empoisonnement pour la mise en valeur des pêches (saumon atlantique – à l'aide de méthodes traditionnelles)	Moyen	Moyenne (deux rivières empoisonnées par le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse en 2010 et 2011)	Historique et Actuelle Continue	Faible à Extrême (selon le nombre de poissons empoisonnés et la durée de la période d'empoisonnement)	Élevée (on ignore le taux de rétablissement de la valeur adaptative après la fin de l'empoisonnement)	Faible
Changements dans les communautés biologiques	Empoisonnement (saumon atlantique - actuel)	Faible	Faible (deux rivières empoisonnées par le MPO en 2011)	Actuelle et Prévue Continue	Faible à moyenne	Élevée	Faible
Changements dans les	Empoisonnement d'autres salmonidés	Moyen	Moyenne	Historique, Actuelle et	Faible à Élevée (selon le nombre de	Moyenne	Faible

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
communautés biologiques	(truite arc-en-ciel – y compris les lacs Bras d'Or, truite brune et omble de fontaine)			Prévue Continue	plans d'eau empoisonnés et le type de plan d'eau récepteur [lac ou rivière])		
Changements dans les communautés biologiques	Salmoniculture (écloseries commerciales)	Faible	Faible	Historique, Actuelle et Prévue Continue	Moyenne	Élevée	Faible
-	Changements de l'abondance des prédateurs ou des proies	Moyen	Élevée	Actuelle et Prévue Saisonnière	Faible à moyenne	Moyenne	Faible
-	Effets génétiques d'une petite population	Moyen	Moyenne	Historique, Actuelle et Prévue Continue	Négligeable à Élevée (selon la durée pendant laquelle la population est petite, l'historique de	Élevée	Faible

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
					l'empoisonnement et les conditions propres au site)		
-	Effets d'Allee (petite population)	Faible	Moyenne	Historique, Actuelle et Prévues Continue	Élevée	Moyenne	Faible
-	Activités scientifiques	Faible	Faible (cinq rivières-repères et relevés/échantillonnage occasionnels dans les autres rivières)	Historique, Actuelle et Prévues Saisonnière	Faible	Faible	Faible
Obstructions physiques	Barrages, déviations de cours d'eau et structures permanentes	Faible	Faible	Historique, Actuelle et Prévues Continue	Moyenne à Extrême (selon la conception de la structure et son emplacement	Très élevée	Faible

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
					dans le bassin hydrographique)		
Obstructions physiques	Réservoirs	Faible	Faible	Historique, Actuelle et Prévues Continue	Faible à Élevée (selon la taille des réservoirs individuels et leur nombre en série dans un réseau hydrographique)	Élevée	Faible
Obstructions physiques	Ponceaux	Moyen	Très élevée	Historique, Actuelle et Prévues Saisonnière	Faible à Élevée (selon la conception et l'état du ponceau et son emplacement dans le bassin hydrographique)	Élevée	Faible

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
Altération de l'habitat	Infrastructures (routes, lignes électriques, etc.)	Moyen	Très élevée (toutes les rivières)	Historique, Actuelle et Prévue Continue	Faible à Élevée (selon la densité du réseau routier dans le bassin ou le sous-bassin hydrographique)	Moyenne	Faible
Altération de l'habitat	Production d'énergie hydroélectrique	Faible	Faible	Historique, Actuelle et Prévue Continue	Faible à Extrême (selon la conception de l'installation et le calendrier d'exploitation)	Élevée	Élevée
Altération de l'habitat	Usines de pâtes et papiers	Faible	Faible	Historique Continue	Moyenne à Élevée (selon le procédé utilisé et la qualité des rejets d'effluent)	Élevée	Faible

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
Altération de l'habitat	Urbanisation	Faible	Moyenne	Historique, Actuelle et Prévues Continue	Faible à Élevée (selon la densité et le développement des infrastructures)	Élevée	Moyenne
Altération de l'habitat	Agriculture	Faible	Moyenne	Historique, Actuelle et Prévues Saisonniers	Faible à Élevée (selon l'étendue dans le bassin hydrographique et les pratiques utilisées)	Moyenne	Faible
-	Exploitation forestière	Moyen	Élevée	Historique, Actuelle et Prévues Continue	Faible à Élevée (selon l'étendue dans le bassin hydrographique et les pratiques utilisées)	Moyenne	Faible
-	Extraction minière	Faible	Inconnue	Historique, Actuelle et Prévues Continue	Faible à Élevée (selon le type de mine, les procédés)	Moyenne	Faible

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
					utilisés et la sensibilité au drainage rocheux acide)		
-	Altérations de l'habitat découlant des activités de pêche	Faible	Élevée	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Faible (pour les pêches et engins de pêche actuels)	Moyenne	Faible
Pêche dirigée du saumon (actuelle)	Pêche autochtone	Faible	Faible (aux niveaux déclarés actuels)	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Négligeable à Très élevée	Très élevée	Élevée
Pêche dirigée du saumon (actuelle)	Pêche récréative (pêche à la ligne)	Faible	Faible	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Négligeable à Élevée	Très élevée	Élevée
Pêche dirigée du saumon (actuelle)	Pêche illicite (braconnage)	Élevé	Inconnue (mais potentiellement élevée)	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Faible à Élevée (selon le nombre de saumons)	Très élevée	Moyenne

Catégorie de menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur ⁺	Occurrence et fréquence	Gravité*	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
					prélevés et l'effectif de la population touchée)		
Prises accessoires dans d'autres pêches	Pêches autochtones ou commerciales	Faible	Élevée	Historique, Actuelle et Prévues Saisonnière	Faible	Élevée	Faible
Prises accessoires dans d'autres pêches	Pêches récréatives d'autres espèces	Faible	Élevée	Historique, Actuelle et Prévues Saisonnière	Faible	Élevée	Faible
Prises accessoires dans d'autres pêches	Pêche récréative : ciblage illicite du saumon atlantique pendant la pêche en vertu d'un permis général	Moyen	Élevée	Historique, Actuelle et Prévues Saisonnière	Faible à Élevée (en fonction de la pression de la pêche à la ligne)	Élevée	Faible

Tableau A2. Menaces pesant sur les populations de saumon atlantique dans le milieu estuarien de l'UD de l'est du Cap-Breton (Gibson et al. 2014).

Menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur#	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
Environnement estuarien	Environnement estuarien	Environnement estuarien	Environnement estuarien	Environnement estuarien	Environnement estuarien	Environnement estuarien	Environnement estuarien
Changements dans les communautés biologiques	Espèces non indigènes	Faible	Élevée	Actuelle et Prévue Continue	Faible	Faible	Faible
Changements dans les communautés biologiques	Salmoniculture	Élevé	Très élevée (parce que l'étendue spatiale des impacts potentiels est très grande, peut inclure des fermes salmonicoles à l'extérieur de l'UD)	Historique, Actuelle et Prévue Continue	Moyenne à Élevée (selon l'emplacement des sites aquacoles et les pratiques d'exploitation)	Élevée	Faible
Changements dans les	Aquaculture d'autres espèces	Faible	Très élevée (toutes les populations)	Historique, Actuelle et	Négligeable à Moyenne (dépend des espèces)	Faible	Faible

Menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur†	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
communautés biologiques				Prévue Saisonnière	élevées, de l'emplacement de l'installation et des pratiques d'exploitation)		
Changements dans les communautés biologiques	Maladies et parasites	Élevé	Très élevée (toutes les populations)	Historique, Actuelle et Prévue Continue	Faible à Élevée (selon le caractère intrusif des maladies et des parasites entraînant des épidémies)	Élevée	Faible
Changements dans les conditions océanographiques	Changements dans les écosystèmes marins (y compris les changements dans les conditions océanographiques et l'abondance	Élevée	Très élevée (toutes les populations)	Historique, Actuelle et Prévue Continue	Faible à Extrême (selon l'ampleur des changements et la sensibilité du saumon aux changements)	Élevée	Faible

Menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur†	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
	des prédateurs et des proies)						
Changements physiques ou abiotiques	Contaminants et déversements (sur terre ou dans l'eau)	Faible	Très élevée (toutes les populations)	Historique, Actuelle et Prévue Épisodique	Faible à Extrême (selon l'identité et l'ampleur de la contamination et l'efficacité du nettoyage)	Faible	Faible
Changements physiques ou abiotiques	Navigation, transport, bruits, activités sismiques	Faible	Très élevée (toutes les populations)	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Incertaine; probablement Négligeable à Faible (selon la proximité à la source du bruit ou de l'activité)	Faible	Faible
Changements physiques ou abiotiques	Usines de pâtes et papiers	Faible	Très faible (une usine, actuellement)	Historique et Actuelle Continue	Moyenne à Élevée (selon le procédé utilisé et la qualité des	Élevée	Faible

Menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur†	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
					rejets d'effluent)		
Pêche dirigée du saumon	Pêches de subsistance (Autochtones et résidents du Labrador)	Faible	Faible	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Négligeable	Élevée	Élevée
Pêche dirigée du saumon	Pêches internationales (Groenland, Saint-Pierre et Miquelon)	Moyen	Très élevée (toutes les populations)	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Négligeable à Élevée	Élevée	Moyenne
Pêche dirigée du saumon	Pêches commerciales (locales)	Faible	Faible	Historique et Prévue Saisonnière	Faible	Élevée	Faible
Prises accessoires dans d'autres pêches	Pêches commerciales	Moyen	Très élevée (toutes les populations)	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Faible à Élevée (selon l'espèce visée, l'engin et le moment)	Élevée	Faible

Menace	Menace précise	Niveau de préoccupation	Emplacement ou ampleur†	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale Preuves établissant un lien entre la menace et des stress en général	Certitude causale Preuves des changements de la viabilité des populations de saumon de l'est du Cap-Breton
Pêche des proies du saumon	Pêches commerciales	Faible	Très élevée (toutes les populations)	Historique, Actuelle et Prévue Saisonnière	Faible à Élevée (selon la réduction des espèces proie et la disponibilité d'autres espèces fourragères)	Faible	Faible