

## Étude AENV18

# Caractérisation de l'habitat du saumon atlantique sur l'île d'Anticosti et revue de littérature sur l'impact des déversements accidentels d'hydrocarbures sur les différents stades de vie du saumon en rivière

Par

Eliane Valiquette, M. Sc. Biologie

*Laboratoire des sciences aquatiques  
Université du Québec à Chicoutimi*

En collaboration avec

Julien April, Martin Arvisais, Jean-Nicolas Bujold et Johanne Labonté

*Ministère des Forêts, de la Faune et  
des Parcs*

15 mai 2015

## Remerciements

L'auteur tient à remercier le personnel de la Direction de la faune aquatique, ainsi que celui de la Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord pour leur participation active à l'analyse des données et pour la révision scientifique des textes.

## Réalisation

Traitement des données :	Eliane Valiquette <sup>1</sup> , M. Sc. Biologie Jean-Nicolas Bujold <sup>2</sup> , M. Sc. Biologie Johanne Labonté <sup>3</sup> , M. Sc. Biologie
Rédaction :	Eliane Valiquette <sup>1</sup> , M. Sc. Biologie
Cartographie :	Eliane Valiquette <sup>1</sup> , M. Sc. Biologie
Révision scientifique :	Julien April <sup>2</sup> , Ph. D. Biologie Martin Arvisais <sup>2</sup> , M. Sc. Biologie Pascal Sirois <sup>1</sup> , Ph. D. Biologie, professeur titulaire

### <sup>1</sup> Université du Québec à Chicoutimi

Laboratoire des sciences aquatiques  
Département des sciences fondamentales  
555, boulevard de l'Université  
Chicoutimi (Québec) G7H 2B1  
Téléphone : 418-545-5011 poste 5658; Télécopieur : 418-615-1203

### <sup>2</sup> Ministères des Forêts, de la Faune et des Parcs

Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats  
Direction de la faune aquatique  
880, chemin Sainte-Foy  
Québec (Québec) G1S 4X4  
Téléphone : 418 627-8694; Télécopieur : 418 646-6863

### <sup>3</sup> Ministères des Forêts, de la Faune et des Parcs

Direction de la gestion de la faune de la Côte-Nord  
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
456 avenue Arnaud Bur. 1.03  
Sept-Îles (Québec) G4R 3B1  
Téléphone : 418 964-8300; Télécopieur 418 964-8680

## Avertissement

Le présent document a été réalisé pour le compte du gouvernement du Québec dans le cadre des évaluations environnementales stratégiques sur les hydrocarbures. L'auteur est responsable du choix et de la présentation des faits. Les opinions exprimées dans ce document sont celles de l'auteur et n'engagent aucunement le gouvernement du Québec.

## Diffusion

Ce document est accessible en ligne à l'adresse :

<http://hydrocarbures.gouv.qc.ca/>

Référence à citer

---

VALIQUETTE, E. 2015. *Étude AENV18 - Caractérisation de l'habitat du saumon atlantique sur l'île d'Anticosti et revue de littérature sur l'impact des déversements accidentels d'hydrocarbures sur les différents stades de vie du saumon en rivière*. Laboratoire des sciences aquatiques, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, xi + 38 p.

---

## Table des matières

Liste des tableaux .....	vii
Liste des figures .....	ix
Résumé.....	xi
1. Introduction .....	1
1.1. Saumon atlantique de l'île d'Anticosti.....	1
1.2. Cycle de vie du saumon atlantique.....	1
1.3. Habitats essentiels du saumon atlantique en eau douce .....	2
1.4. Objectifs de l'étude.....	6
2. Caractérisation de l'habitat du saumon atlantique sur l'île d'Anticosti.....	7
2.1. Caractéristiques générales des rivières .....	7
2.2. Habitats salmonicoles .....	10
2.2.1. Inventaires des habitats salmonicoles.....	10
2.2.2. Description des habitats salmonicoles .....	14
2.2.3. Probabilité de retour des adultes.....	20
2.2.4. Contribution des rivières à la métapopulation .....	20
3. Synthèse des connaissances sur l'impact des déversements accidentels d'hydrocarbures sur les différents stades de vie du saumon en rivière .....	21
3.1. Hydrocarbures pétroliers et faune aquatique.....	21
3.1.1. Littérature répertoriée.....	21
3.1.2. Controverses.....	21
3.1.3. Hydrocarbures pétroliers et déversements.....	21
3.1.4. Exposition aux hydrocarbures et détoxification de l'organisme .....	22
3.1.5. Impacts généraux des hydrocarbures sur la faune ichtyologique.....	23
3.2. Hydrocarbures pétroliers et salmonidés .....	23
3.2.1. Embryons .....	23
3.2.2. Alevins.....	25
3.2.3. Tacons .....	25
3.2.4. Saumoneaux.....	26
3.2.5. Adultes .....	27
4. Conclusion .....	29
Liste des références citées.....	31



## Liste des tableaux

Tableau 1 : Résumé des habitats essentiels en rivière pour les différents stades de vie du saumon atlantique, fonction de ces habitats et moment de l'année où les individus y sont présents.....	4
Tableau 2 : Caractéristiques générales des rivières à saumon de l'île d'Anticosti (MFFP, données non publiées).....	9
Tableau 3 : Description des faciès d'écoulement retrouvés dans les rivières à saumon de l'île d'Anticosti (selon Boudreault 1984). ....	10
Tableau 4 : Classes granulométriques rencontrées dans les rivières à saumon (selon Boudreault 1984).....	11
Tableau 5 : Proportion de la superficie accessible (%) occupée par les différentes catégories de faciès d'écoulement des rivières à saumon de l'île d'Anticosti (MFFP, données non publiées).....	12
Tableau 6 : Proportion de la superficie accessible (%) occupée par les différentes classes granulométriques pour les rivières à saumon de l'île d'Anticosti (MFFP, données non publiées).....	13
Tableau 7 : Contribution de chacune des rivières à saumon à la métapopulation de saumon atlantique de l'île d'Anticosti. La superficie des unités de production (UP), l'indice de qualité de l'habitat (IQH) moyen, le nombre de fosses connues (MFFP, données non publiées) et la probabilité de retour des adultes pour la période 1984-2012 (Brun et Prévost 2013) sont indiquées pour chacune des rivières. ....	15



## Liste des figures

- Figure 1 : Évolution du nombre total de saumons atlantique adultes sur l'île d'Anticosti, de 1984 à 2011. La moyenne (Moy.) lors de cette période est représentée par un diagramme en boîte. La ligne continue représente la médiane, la zone en gris représente les percentiles 25 et 75 et les lignes en pointillés représentent les percentiles 5 et 95 des distributions a posteriori du nombre total annuel d'adultes ( $R_t$ ). Le diagramme en boîte indique les percentiles 5, 25, 50, 75 et 95 de la distribution a posteriori de la moyenne du nombre total annuel d'adultes. Figure tirée de Brun et Prévost 2013. .... 2
- Figure 2 : Localisation des rivières à saumon atlantique sur l'île d'Anticosti et de leur bassin versant. .... 8
- Figure 3 : Localisation des segments présentant un IQH-frayères élevé, moyen ou faible sur la rivière Bell et ses tributaires accessibles. .... 16
- Figure 4 : Localisation des segments avec un IQH-juvéniles élevé, moyen ou faible sur la rivière Bell et ses tributaires accessibles. .... 18
- Figure 5 : Localisation des fosses profondes répertoriées sur la rivière Bell et ses tributaires accessibles. .... 19





## Résumé

L'île d'Anticosti abrite 24 rivières à saumon atlantique (*Salmo salar*) dont 5 sont exploitées par la pêche récréative, ce qui génère des retombées économiques de l'ordre de 1,73 M\$. Bien que les populations de saumon atlantique de ces rivières soient géographiquement séparées, elles constituent une métapopulation puisqu'une proportion significative d'individus se reproduisent dans une rivière autre que leur rivière natale. À l'exception de la rivière Jupiter, les rivières à saumon de l'île d'Anticosti, ainsi que leur bassin versant sont de faibles tailles. Proportionnellement à leur taille, les rivières présentent généralement une grande quantité d'habitat de qualité et ce, autant pour la reproduction que pour la production de tacons. Bien que la qualité de l'habitat soit élevée sur la grande majorité des rivières, la contribution de chacune des rivières à la métapopulation de saumon atlantique de l'île d'Anticosti est fort inégale. De fait, la rivière Jupiter à elle seule abrite environ 30% des habitats de reproduction et de croissance, en plus d'accueillir près de 30% des effectifs de saumons adultes.

Dans l'éventualité d'un développement des activités d'exploration pétrolière et gazière à l'île d'Anticosti, des inquiétudes peuvent être soulevées concernant les impacts potentiels de déversements accidentels d'hydrocarbures sur le saumon. Bien que la littérature scientifique traitant spécifiquement des effets d'une exposition aux hydrocarbures chez le saumon atlantique soit limitée, elle est riche en études traitant de la famille des salmonidés. Chez les jeunes stades de vie des salmonidés, une exposition à des concentrations sous létales d'hydrocarbures provoquent généralement des retards de croissance, une diminution des réserves énergétiques, des dysfonctionnements cardio-vasculaires et une dépression du système immunitaire qui peuvent avoir des conséquences indirectes sur la survie des individus en mer. Bien que les adultes semblent être moins affectés par les hydrocarbures, leur aptitude à retrouver les lieux de reproduction et leur capacité physique à se reproduire peuvent être compromis. Les effets létaux et sublétaux d'une exposition des salmonidés aux hydrocarbures pétroliers ont le potentiel d'affecter sérieusement le recrutement au niveau populationnel et par conséquent, de nuire au maintien et la persistance à long terme des populations touchées par un déversement majeur. Dans le cas du saumon atlantique à l'île d'Anticosti, un effondrement démographique local aurait le potentiel de mettre en péril l'ensemble de la métapopulation.



## 1. Introduction

Dans l'éventualité d'un développement des activités d'exploration pétrolière et gazière à l'île d'Anticosti, des inquiétudes peuvent être soulevées concernant les impacts potentiels de déversements accidentels d'hydrocarbures sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) et ses habitats. En effet, cette espèce au cycle vital complexe est présente dans de nombreuses rivières de l'île d'Anticosti, dont certaines sont exploitées par la pêche récréative. L'attrait touristique de ces rivières, reconnues mondialement pour leurs paysages et la qualité de la pêche au saumon, engendre des retombées économiques majeures pour l'île d'environ 1,73 M\$ annuellement (EcoTec Consultants et Écoressources Inc 2013).

### 1.1. Saumon atlantique de l'île d'Anticosti

Le saumon atlantique de l'île d'Anticosti se répartit dans 24 rivières et forme une métapopulation évaluée à environ 4000 individus adultes en 2011 (Dionne et al. 2008; Brun et Prévost 2013). Par métapopulation on entend un ensemble de populations d'une même espèce qui sont généralement séparées par des barrières géographiques, mais qui demeurent interconnectées. Dans le cas du saumon atlantique à l'île d'Anticosti, les différentes populations se trouvent chacune dans une rivière différente, mais certains adultes se reproduisent dans une rivière autre que leur rivière natale ce qui assure la connectivité entre l'ensemble des populations (Dionne et al. 2008). En 2010, le saumon atlantique de l'île d'Anticosti a été désigné « en voie de disparition » par le Comité sur la situation des espèces en péril du Canada (COSEPAC 2010). Un déclin de 40% des retours de saumons adultes, le faible effectif de la métapopulation et les besoins particulier en habitats de l'espèce ont justifié cette décision (COSEPAC 2010; Figure 1). Toutefois, des analyses ultérieures à cette désignation par le COSEPAC ont révélé que la situation du saumon atlantique de l'île d'Anticosti s'était stabilisée, voire améliorée depuis (Brun et Prévost 2013; Figure 1). Malgré la tendance à la hausse des effectifs de saumon observée entre 2005 et 2013, la petite taille de la population de l'île d'Anticosti accroît sa vulnérabilité à différentes menaces, notamment l'exploitation par la pêche sportive, mais aussi toute activité susceptible d'entraîner une dégradation des habitats ou de leur disponibilité (Dubé 2013).

### 1.2. Cycle de vie du saumon atlantique

Le saumon atlantique est une espèce anadrome qui fraie quasi exclusivement dans sa rivière d'origine après avoir séjourné un an ou plus dans l'océan Atlantique. Sur la Côte-Nord, la montaison des saumons adultes dans leur rivière natale s'effectue généralement de juin à septembre (Dionne et Cauchon 2015). La fraie du saumon atlantique a lieu entre les mois d'octobre et de novembre dans des nids de gravier où les femelles déposent leurs œufs (Scott et Crossman 1974). Les embryons y demeurent pendant tout l'hiver et commencent à éclore en avril. Suite à l'éclosion, les alevins demeurent dans les nids et ne les quittent que vers la fin du mois de mai ou le début du mois de juin, alors qu'ils ont épuisé les réserves de leur sac vitellin (Scott et Crossman 1974). Les jeunes saumons atlantiques préfèrent généralement les habitats

de rades où ils établissent des territoires qu'ils défendent farouchement (Gibson 1993). Malgré cette préférence, les jeunes saumons se déplacent aussi vers d'autres types d'habitats, notamment des zones plus profondes en période hivernale ou lors d'étiage en période estivale (Gibson 1993; Ovidio et al. 2007; Stickler et al. 2008). De ce fait, le maintien de la connectivité entre les différents habitats occupés par les juvéniles est essentielle pour assurer leur survie et leur croissance (OCSAN 2010). Sur l'île d'Anticosti, la majorité des jeunes saumons se métamorphosent en saumoneaux au cours de leur 3<sup>e</sup> année de vie (Caron et Fournier 1990; Gingras et al. 1993). Sur la Côte-Nord, les saumoneaux entreprennent leur migration vers l'océan Atlantique de la fin mai au début de juillet (Dionne et Cauchon 2015), le déclenchement de la dévalaison s'opérant à une température d'environ 10 °C.

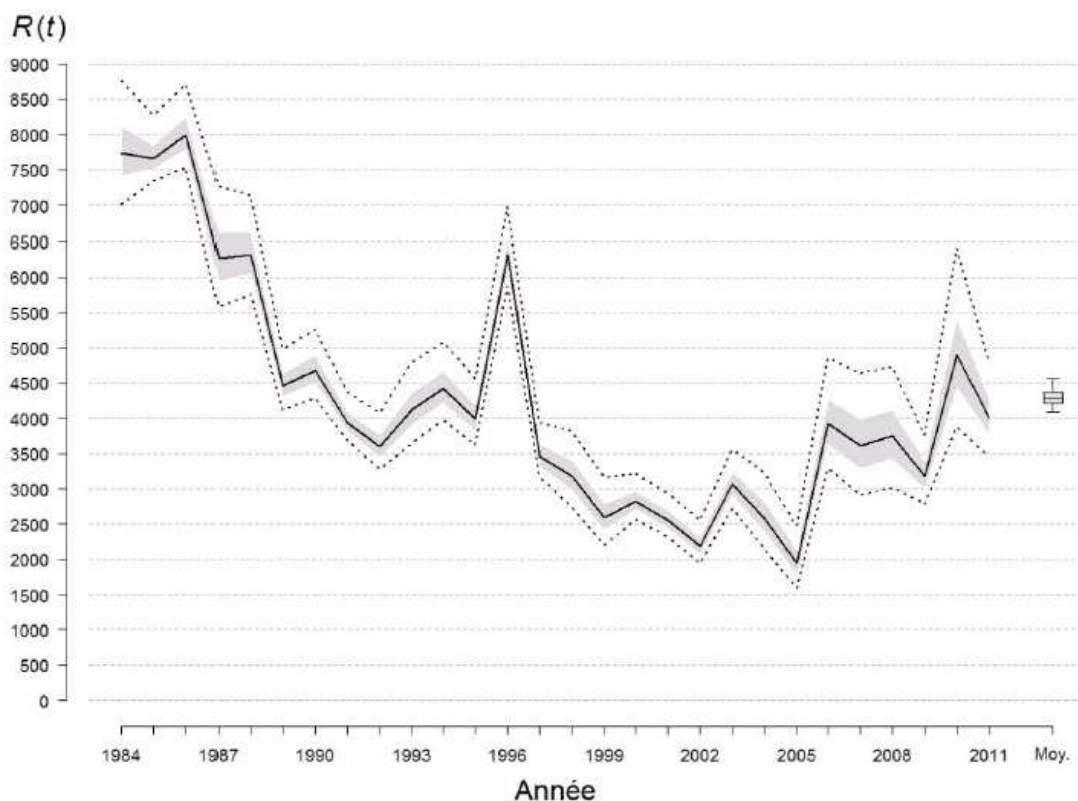


Figure 1 : Évolution du nombre total de saumons atlantiques adultes sur l'île d'Anticosti, de 1984 à 2011. La moyenne (Moy.) lors de cette période est représentée par un diagramme en boîte. La ligne continue représente la médiane, la zone en gris représente les percentiles 25 et 75 et les lignes en pointillés représentent les percentiles 5 et 95 des distributions a posteriori du nombre total annuel d'adultes ( $R_i$ ). Le diagramme en boîte indique les percentiles 5, 25, 50, 75 et 95 de la distribution a posteriori de la moyenne du nombre total annuel d'adultes. Figure tirée de Brun et Prévost 2013.

### 1.3. Habitats essentiels du saumon atlantique en eau douce

Chez le saumon atlantique, la perte, la dégradation ou la modification de l'habitat en eau douce sont des menaces majeures pour la persistance à long terme des populations (Thorstad et al., 2011). Une prérogative importante pour assurer le maintien

des populations de saumon atlantique est donc d'identifier les habitats essentiels afin d'en assurer la conservation. L'habitat du saumon atlantique en eau douce varie grandement en fonction des besoins spécifiques à chaque stade de vie ce qui en complexifie son identification. On peut toutefois classer cet habitat selon trois catégories : un habitat adéquat à la reproduction et aux jeunes stades de vie; un habitat propice à l'alimentation ainsi que des refuges pour les juvéniles; et enfin des abris pour les adultes en montaison et en période post fraie (Tableau 1; Gibson 1993, Bardonnnet et Baglinière 2000; Armstrong et al. 2003). À ces trois catégories doit nécessairement s'ajouter la connectivité entre les habitats, essentielle aux libres déplacements des individus entre les habitats (Gibson 1993). Alors que le maintien de la connectivité apparaît évident pour les stades de vie qui entreprennent de longues migrations tels les saumoneaux et les adultes, la connectivité est tout aussi primordiale pour les plus jeunes stades de vie tels les alevins et les tacons qui se déplacent en fonction de leur croissance et des conditions environnementales (revu par Dubé 2013).

#### 1) Habitats adéquats à la reproduction, aux œufs et aux alevins

Le saumon atlantique fraie généralement sur des radiers graveleux le plus souvent à proximité d'une fosse où il peut trouver refuge (Gibson 1993). La composition du substrat, la profondeur et la vitesse du courant sont des variables déterminantes dans le choix du site de fraie (Armstrong et al. 2003). Le substrat recherché est généralement composé de gravier, de cailloux et de galets. La vitesse de courant se situe entre 15 et 80 cm s<sup>-1</sup>, alors que la profondeur varie entre 17 et 76 cm (Armstrong et al. 2003). Les œufs sont déposés dans des nids creusés par les femelles, puis enfouis à une profondeur d'environ 15 à 25 cm. Le choix du site de fraie revêt une importance capitale en ce sens où les embryons y demeurent pendant des mois (octobre à avril). Au cours cette période, l'eau doit s'écouler librement dans le substrat afin d'oxygéner convenablement les embryons et d'éliminer les déchets métaboliques (revu par Bardonnnet et Baglinière 2000). Bien que les œufs commencent à éclore en avril, les alevins vésiculés demeurent à l'abri dans les nids pour encore plusieurs semaines pendant lesquelles ils poursuivent leur croissance. Comme à l'état embryonnaire, l'oxygénation du substrat est un facteur déterminant pour la survie des jeunes alevins (Armstrong et al. 2003).

#### 2) Habitats propices aux tacons

La quantité et la qualité des habitats adéquats aux juvéniles du saumon atlantique sont fortement corrélées à la productivité salmonicole des rivières (revu par Caron et al. 1999). Pour s'alimenter, les juvéniles recherchent généralement des radiers composés de substrat grossier, les tacons de plus d'un an préférant toutefois les zones de rapides (Gibson 1993; Bardonnnet et Baglinière 2000). Les jeunes de l'année se trouvent généralement à une profondeur plus faible que les tacons âgés de plus d'un an (<15 cm vs >20 cm; Gibson 1993). Les jeunes saumons trouvent refuges dans différents habitats à la fois pour se cacher des prédateurs et s'abriter lorsque les conditions environnementales sont défavorables, par exemple en hiver (Armstrong et al. 2003). Les jeunes de l'année utilisent le plus souvent les radiers où ils s'abritent directement

dans le substrat. À l'instar des jeunes de l'année, les tacons plus âgés peuvent trouver refuge dans le substrat des radiers, mais aussi dans les fosses profondes et parfois même en lac (Gibson 1993).

### 3) Habitats des adultes en montaison et en période post-fraie

À leur arrivée dans la rivière, les adultes se déplacent vers les frayères situées en amont, en alternant les périodes de nage et de repos dans des fosses profondes. Une fois arrivés près des frayères, les adultes se réfugient dans les fosses profondes où ils séjournent parfois durant des mois avant la fraie. Le saumon atlantique est itéropare, ce qui signifie qu'au moins une partie des individus survivent à la fraie. Suite à la période de reproduction, les adultes affaiblis se réfugient dans les fosses profondes pour se restaurer (Bardonnnet et Baglinière 2000). En Amérique du Nord, alors qu'une faible proportion des effectifs retournent rapidement en mer suite à la fraie, une proportion élevée d'individus demeurent dans la rivière pendant toute la période hivernale et ne la quittent qu'au printemps (Lévesque et al. 1985). Ces saumons, nommés « saumons noirs » ou « charognards », utilisent les fosses profondes de la rivière et les lacs si ces derniers sont disponibles (Lévesque et al. 1985; Bardonnnet et Baglinière 2000).

**Tableau 1 : Résumé des habitats essentiels en rivière pour les différents stades de vie du saumon atlantique, fonction de ces habitats et moment de l'année où les individus y sont présents.**

Habitats	Stade de vie	Fonction	Moment de résidence/ d'utilisation
<b>Frayères</b>	Adultes	Reproduction	Octobre à novembre
	Oeufs	Abris/Développement embryonnaire	Octobre à avril
	Alevins vésiculés	Abris/Croissance	Avril à juin
<b>Radiers</b>	Alevins	Alimentation/Abris	Toute l'année
	Tacons	Alimentation/Abris	Toute l'année
<b>Fosses profondes</b>	Tacons	Abris	Variable, selon conditions environnementales
	Adultes	Abris	Juin à novembre**
<b>Connectivité*</b>	Alevins	Déplacements	Selon croissance et conditions environnementales
	Tacons	Déplacements	Selon croissance et conditions environnementales
	Saumoneaux	Déplacements	Fin mai à début juillet
	Adultes	Déplacements	Juin à novembre**

\* N'est pas un habitat en soi, mais doit essentiellement être assurée (Dubé 2013)

\*\* Presque une année entière pour les saumons noirs (juin à juin)



#### 1.4. Objectifs de l'étude

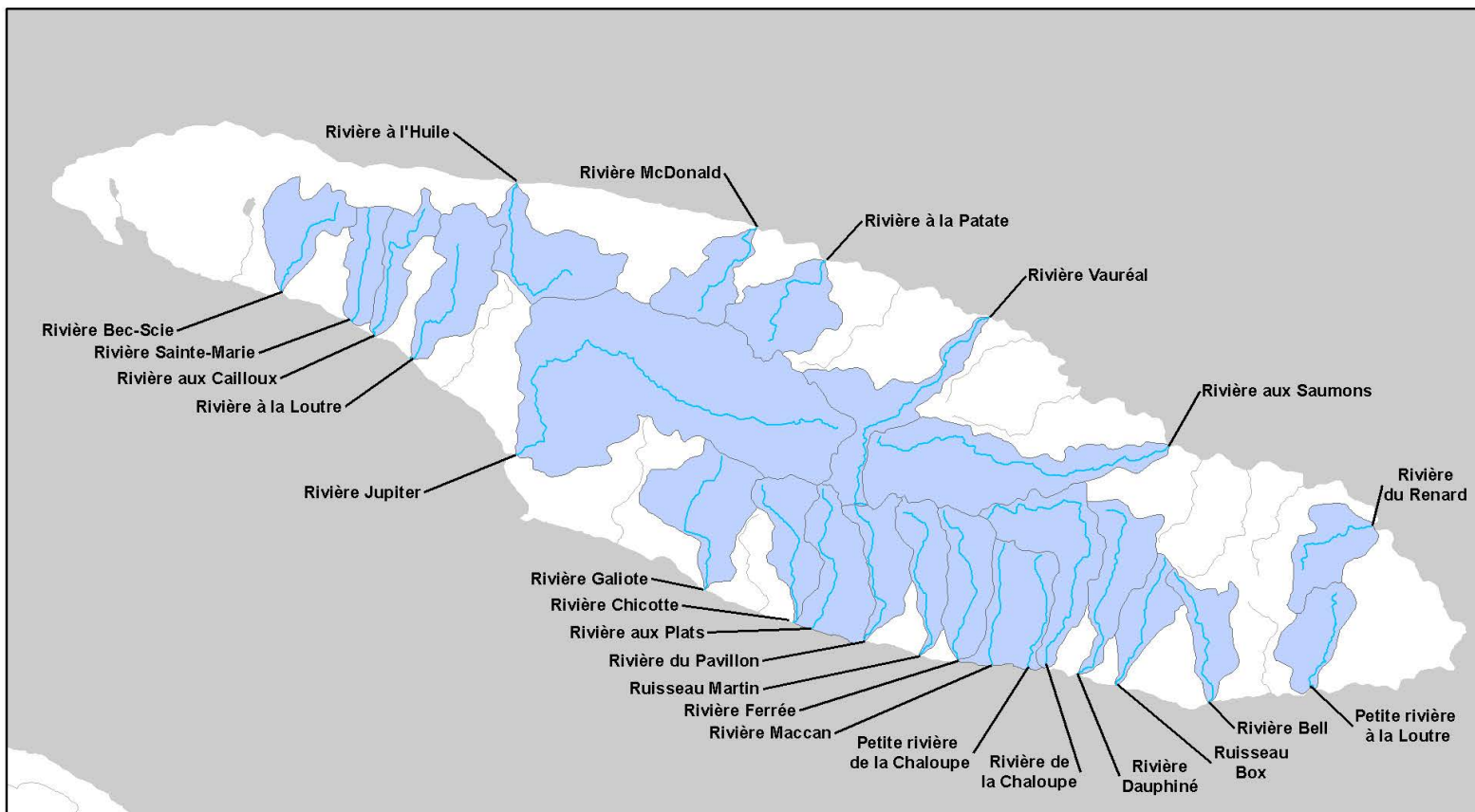
Dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique sur les hydrocarbures propre à l'île d'Anticosti, il s'avérait pertinent de définir le territoire utilisé par le saumon atlantique et de mieux comprendre les impacts des hydrocarbures pétroliers sur l'espèce. Deux objectifs se sont naturellement imposés pour répondre à ces besoins. Le premier objectif de l'étude est de caractériser l'habitat du saumon atlantique sur l'île d'Anticosti. De façon plus précise, cet objectif vise à répertorier les rivières à saumon réglementaires de l'île d'Anticosti, d'en caractériser l'habitat physique, de calculer le potentiel de fraie et de croissance des juvéniles sur chacune des rivières et d'évaluer la contribution relative des différentes rivières à la métapopulation de saumon atlantique de l'île d'Anticosti. Le deuxième objectif est de synthétiser l'information disponible sur les impacts des déversements accidentels d'hydrocarbures sur le saumon en rivière pour les différents stades de vie.

## 2. Caractérisation de l'habitat du saumon atlantique sur l'île d'Anticosti

### 2.1. Caractéristiques générales des rivières

L'île d'Anticosti compte 24 rivières à saumon selon la dernière mise à jour de l'annexe 6 du règlement de pêche du Québec (1990; DORS/90-214) adopté en vertu de la Loi sur les Pêches (L.R.C. 1985, c. F-14; Tableau 2; Figure 2). Cinq de ces rivières sont exploitées pour la pêche sportive au saumon atlantique soient les rivières Ferrée, de la Chaloupe, Jupiter, à la Loutre et aux Saumons.

À l'exception de la rivière Jupiter mesurant 79 km de longueur, les rivières sont de petites tailles avec une longueur totale moyenne de 26 km (Tableau 2). Sauf pour la rivière Vauréal, les rivières sont accessibles au saumon sur presque toute leur longueur. À certaines rivières s'ajoutent aussi des tributaires accessibles au saumon qui bonifient parfois de façon considérable l'habitat disponible (Tableau 2). Dix-huit des 24 rivières s'écoulent dans le Golfe Saint-Laurent vers le sud de l'île, les 6 autres s'écoulant vers le nord. Les rivières à saumon de l'île d'Anticosti drainent de petits bassins versants mesurant en moyenne 143 km<sup>2</sup>, à l'exception de la rivière Jupiter qui draine un bassin versant de 976 km<sup>2</sup>. Le régime hydrologique des rivières de l'île d'Anticosti est torrentiel, ce qui signifie qu'elles répondent très rapidement aux précipitations (Beaupré et al. 2004). Ce régime hydrologique particulier est un facteur limitant pour la productivité salmonicole de l'île (Dubé 2013). En effet, la succession rapide d'étiages sévères et de fortes crues peuvent tour à tour assécher et provoquer l'érosion des frayères ainsi que des habitats adéquats aux juvéniles (Gingras et al. 1993). De plus, la porosité du substrat de l'île d'Anticosti provoque parfois la percolation complète de l'eau de certains segments de rivière, asséchant ainsi le lit. Ceci a pour conséquence de limiter l'accessibilité du territoire de certaines rivières au saumon atlantique pour des périodes de temps variables, c'est-à-dire jusqu'à ce que la résurgence de l'eau soit observée.



Légende

- Rivières
- Bassins versants
- Rivières à saumons

Métadonnées

Système de référence géodésique : GCS North American 1983, NAD 83  
 Projection cartographique : Conique de Lambert  
 0 10 20 30 km  
 1/900 000

Sources

BDGA Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2006 (1/1 000 000)

Réalisation

Production : MFFP - Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats  
 Note : Le présent document n'a aucune portée légale.

© Gouvernement du Québec, 2<sup>e</sup> trimestre 2015



Figure 2 : Localisation des rivières à saumon atlantique sur l'île d'Anticosti et de leur bassin versant.

**Tableau 2 : Caractéristiques générales des rivières à saumon de l'île d'Anticosti (MFFP, données non publiées).**

Rivière	Exploitée	Direction écoulement	Superficie bassin versant (km <sup>2</sup> )	Longueur (km)	Longueur acces. (km)	Nbr tributaires acces.	Longueur tributaires acces. (km)	Superficie habitat acces. (ha)*	Contribution tributaires à l'habitat (%)
Bec-Scie	Non	Sud	128	19	12	1	6	16,5	35
Bell	Non	Sud	108	23	23	2	10	19,2	23
Ruisseau Box de la Chaloupe	Non	Sud	87	22	22	3	3	15,2	6
de la Chaloupe	Oui	Sud	220	46	45	0	0	54,6	0
Chicotte	Non	Sud	121	24	24	1	2	18,4	6
Dauphiné	Non	Sud	151	31	30	2	6	37,2	8
Ferrée	Oui	Sud	150	26	25	3	1	15,3	4
Galiote	Non	Sud	212	28	28	4	10	40,6	11
à l'Huile	Non	Nord	200	27	23	3	4	19,4	11
Jupiter	Oui	Sud	976	79	79	10	47	230,3	9
à la Loutre	Oui	Sud	208	24	24	0	0	25,0	0
MacDonald	Non	Nord	113	21	21	1	13	19,3	25
à la Patate	Non	Nord	174	20	14	2	7	11,4	24
du Pavillon	Non	Sud	114	24	23	1	2	11,6	12
de la Loutre, petite	Non	Sud	93	18	15	1	5	21,4	25
aux Plats	Non	Sud	109	25	25	0	0	15,6	0
du Renard	Non	Nord	124	18	18	0	0	23,7	0
aux Saumons	Oui	Nord	375	52	49	2	13	87,1	13
Vauréal	Non	Nord	199	42	12	0	0	13,8	0
Sainte-Marie	Non	Sud	83	18	17	2	1	21,7	1
aux Cailloux	Non	Sud	99	26	21	0	0	25,4	0
ruisseau Martin	Non	Sud	108	26	26	NA	NA	NA	NA
de la Chaloupe, petite	Non	Sud	56	19	19	NA	NA	NA	NA
Maccan	Non	Sud	61	19	18	NA	NA	NA	NA

access. = accessible au saumon atlantique

\*Les segments de rivière dont le faciès est lac, chute ou estuaire ne sont pas comptabilisés

## 2.2. Habitats salmonicoles

### 2.2.1. Inventaires des habitats salmonicoles

De la fin des années 1980 au début des années 1990, des inventaires terrains ou par photo-interprétation ont été menés par le gouvernement du Québec sur les rivières à saumon de l'île d'Anticosti afin de déterminer la qualité des habitats disponibles. Ceci représentait la première étape pour arriver à évaluer la productivité salmonicole potentielle de ces cours d'eau afin d'établir des cibles de gestion. Au cours des inventaires terrain ou par photo-interprétation, l'habitat des rivières a été catégorisé en segmentant les cours d'eau selon les faciès d'écoulement (Tableau 3) et les substrats granulaires (Tableau 4). Pour chacun des segments, la largeur et la longueur étaient mesurées et leur superficie calculée. Pour certaines rivières, la présence de fosses profondes était également notée, alors que la présence de frayère n'a été notée pour aucune des rivières. Toutes les rivières ont été inventoriées à l'exception de la rivière Maccan, du ruisseau Martin et de la petite rivière à la Chaloupe. L'ensemble de l'information d'un segment étant géolocalisée sur des cartes 1 :20 000 ou 1 :50 000, il est possible de cartographier et de repérer avec précision les habitats critiques du saumon pour les rivières inventoriées. Il faut toutefois noter que les inventaires ont été réalisés il y a plus de 20 ans et que certains habitats peuvent s'être modifiés au fil du temps dû au caractère dynamique des rivières.

**Tableau 3 : Description des faciès d'écoulement retrouvés dans les rivières à saumon de l'île d'Anticosti (selon Boudreault 1984).**

Faciès	Description
<b>Bassin (BA)</b>	Zone d'eau profonde correspondant généralement à un élargissement du cours d'eau. Le courant y est lent, favorisant la sédimentation. On y retrouve généralement des fosses.
<b>Cascades (CA)</b>	Rupture de pente du lit d'un cours d'eau en forme de marches d'escaliers.
<b>Chenal (CH)</b>	Segment où la profondeur de l'eau, généralement de un mètre et plus est constante. Le courant est modéré à lent et la surface de l'eau demeure lisse. La granulométrie des matériaux varie du sable au galet.
<b>Estuaire (ES)</b>	Section de l'embouchure où l'influence marine se fait sentir, soit par le mélange des eaux, soit par le jeu des marées.
<b>Lac (LA)</b>	Portion d'un cours d'eau où on ne retrouve aucun caractère lotique, c'est-à-dire que l'écoulement est très lent ou nul et la profondeur d'eau élevée.
<b>Rapides (RA)</b>	Légère rupture de pente du lit où le courant est rapide et la surface de l'eau brisée par la présence de matériaux grossiers qui affleurent.
<b>Seuil (SE)</b>	Secteur d'eau peu profonde constituant un haut-fond, une succession de hauts-fonds en alternance avec des fosses où une rupture de pente du lit du cours d'eau. L'écoulement y est rapide.

**Tableau 4 : Classes granulométriques rencontrées dans les rivières à saumon (selon Boudreault 1984).**

Code	Classe granulométrique	Diamètre des particules (mm)
R	Roc	Roche mère
B	Bloc	250 à 500
G	Galet	80 à 250
C	Caillou	40 à 80
V	Gravier	5 à 40
S	Sable	0.125 à 5

De façon générale, les rapides, les bassins et les seuils sont les faciès d'écoulement dominants des rivières à saumon de l'île d'Anticosti (Tableau 5). Ceci favorise à la fois la présence de frayères, de zones d'élevage pour les juvéniles et d'abris pour les adultes. Les proportions des différents faciès d'écoulement demeurent toutefois variables entre les rivières. Par exemple, une large part du territoire des rivières MacDonald, Sainte-Marie et aux Cailloux est mouillé par des lacs, absents des segments répertoriés pour toutes les autres rivières. Quatre rivières se démarquent aussi par la faible présence de rapides soient les rivières Bes-Scie, Vauréal, Sainte-Marie et aux Cailloux.

Les substrats rencontrés dans les rivières à saumon de l'île d'Anticosti contribuent également à la qualité des habitats. En effet, les galets et les cailloux sont les classes de substrat les plus présentes dans presque toutes les rivières à saumon, ce qui favorise la présence de zones d'élevage pour les juvéniles (Tableau 6). La plupart des rivières présentent aussi une large superficie occupée par du gravier, qui est un substrat recherché par les adultes pour la reproduction (Tableau 6). Les rivières Sainte-Marie et aux Cailloux font cependant exception avec une très large proportion de la superficie de l'habitat occupé par du sable. Cette particularité s'explique par la présence de lacs qui dominent la superficie de l'habitat accessible au saumon dans ces cours d'eau.

**Tableau 5 : Proportion de la superficie accessible (%) occupée par les différentes catégories de faciès d'écoulement des rivières à saumon de l'île d'Anticosti (MFFP, données non publiées).**

<u>Rivière</u>	<u>Superficie (%)</u>						
	Bassin	Cascades	Chenal	Lac	Méandres	Rapides	Seuil
Bec-Scie	1.5	0.0	7.0	0.0	47.5	0.2	43.8
Bell	63.4	0.0	0.0	0.0	0.0	36.5	0.1
Ruisseau Box	53.9	0.0	0.0	0.0	0.0	45.6	0.5
de la Chaloupe	55.7	0.0	0.0	0.0	0.0	44.2	0.2
Chicotte	0.0	0.0	40.6	0.0	0.0	32.5	26.9
Dauphiné	36.1	0.0	0.0	0.0	1.1	62.8	0.0
Ferrée	56.3	0.1	0.0	0.0	0.0	43.6	0.0
Galiote	9.4	0.4	0.3	0.0	0.0	10.1	79.8
à l'Huile	38.6	0.2	0.0	0.0	2.9	52.1	6.3
Jupiter	36.9	0.1	0.0	0.0	0.0	61.0	2.0
à la Loutre	39.3	0.0	0.0	0.0	0.0	60.1	0.5
MacDonald	10.5	0.1	0.0	73.0	0.3	13.7	2.4
à la Patate	32.4	1.2	0.1	0.0	0.0	54.1	12.2
du Pavillon	0.0	0.0	34.2	0.0	0.0	17.2	48.6
de la Loutre, petite	0.0	0.0	12.3	0.0	6.2	67.4	14.1
aux Plats	0.0	0.0	36.1	0.0	0.0	33.3	30.6
du Renard	0.0	0.0	21.0	0.0	24.6	34.1	19.9
aux Saumons	42.1	0.3	0.0	0.0	0.0	57.4	0.2
Vauréal	29.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	70.3
Sainte-Marie	1.7	0.0	19.7	55.4	12.0	1.1	10.0
aux Cailloux	0.0	0.0	4.3	72.9	5.9	1.0	15.9
ruisseau Martin	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
de la Chaloupe, petite	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Maccan	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

**Tableau 6 : Proportion de la superficie accessible (%) occupée par les différentes classes granulométriques pour les rivières à saumon de l'île d'Anticosti (MFFP, données non publiées).**

<u>Rivière</u>	<u>Superficie (%)</u>					
	Roc	Blocs	Galets	Cailloux	Gravier	Sable
Bec-Scie	4.1	0.2	19.3	28.1	12.0	36.4
Bell	19.9	13.1	37.2	24.7	5.1	0.0
Ruisseau Box	13.3	8.4	39.4	29.0	9.9	0.0
de la Chaloupe	7.6	12.1	29.5	37.0	12.6	1.1
Chicotte	0.6	4.4	26.6	50.2	18.2	0.0
Dauphiné	12.2	3.3	27.1	34.3	17.4	5.7
Ferrée	7.9	5.2	29.5	39.4	16.1	1.9
Galiote	9.9	2.9	35.2	33.2	18.7	0.0
à l'Huile	19.0	11.8	31.5	25.5	7.8	4.4
Jupiter	5.2	10.7	36.2	35.1	12.1	0.6
à la Loutre	3.9	12.0	22.6	31.1	19.0	11.5
MacDonald	3.2	5.3	24.2	30.2	8.0	29.0
à la Patate	16.9	23.0	37.2	17.8	2.4	2.7
du Pavillon	1.2	1.9	24.7	48.9	23.3	0.0
de la Loutre, petite	0.0	8.4	68.0	16.8	6.9	0.0
aux Plats	2.1	4.7	28.0	50.2	15.0	0.0
du Renard	0.1	3.2	52.6	26.9	15.0	2.1
aux Saumons	38.0	8.9	25.0	17.7	7.9	2.4
Vauréal	12.0	13.2	41.2	30.2	2.8	0.6
Sainte-Marie	0.3	0.1	8.3	11.0	2.1	78.2
aux Cailloux	1.0	0.8	7.4	9.0	2.1	79.8
ruisseau Martin	NA	NA	NA	NA	NA	NA
de la Chaloupe, petite	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Maccan	NA	NA	NA	NA	NA	NA



### 2.2.2. Description des habitats salmonicoles

L'intérêt des données récoltées lors des inventaires terrain et par photo-interprétation réside dans la capacité à décrire précisément chaque segment de rivière et de lui attribuer un indice de qualité de l'habitat pour la présence de frayères potentielles (IQH-frayères; MFFP données non publiées) et de zones de croissance potentielles pour les juvéniles (IQH-tacons; Caron et al. 1999). Ces indices permettent à leur tour de calculer des unités de production (UP) salmonicole potentielles (exprimés en  $m^2$ ) en multipliant l'IQH par la surface des segments. Les UP permettent non seulement de comparer la productivité potentielle de l'habitat entre les segments d'une même rivière, mais surtout de comparer la productivité globale des rivières entre elles. En utilisant les UP-frayères, les UP-tacons et la probabilité de retour des adultes (données de Brun et Prévost 2013), il est possible d'évaluer la contribution relative des différentes rivières à saumon de l'île d'Anticosti à la métapopulation.

#### 1) Habitats adéquats à la reproduction, aux oeufs et aux alevins : IQH-frayères et UP-frayères

Tel que mentionné ci-haut, aucune frayère n'a été répertoriée au cours des inventaires terrain ou par photo-interprétation. Cet habitat est toutefois essentiel pour les activités de reproduction et le développement des jeunes stades de vie du saumon atlantique. Comme il est parfois difficile et laborieux d'identifier sur le terrain les zones de fraie utilisées par le saumon atlantique, l'équipe du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a décidé de mettre à profit les données de terrain et de photo-interprétation et d'utiliser un indice de la qualité de l'habitat spécifique aux zones de fraie (IQH-frayères) afin de déterminer un potentiel de fraie pour chacun des segments des rivières. Cet indice tient compte de deux facteurs critiques au choix du site de fraie, soient le faciès d'écoulement et la granulométrie. En appliquant le calcul de l'IQH-frayère aux différents segments des rivières, il a été possible d'identifier les segments possédant le plus fort potentiel de présence de frayères et de les cartographier (e.g. Figure 3).

Pour les rivières à saumon de l'île d'Anticosti, l'IQH-frayère moyen est de 0,69, variant de 0,44 à 0,84 (Tableau 7). Ceci signifie que 69% de la surface accessible au saumon est favorable à la présence de frayère sur l'île d'Anticosti. Ce potentiel élevé correspond aux observations faites sur le terrain par différents techniciens et biologistes à l'effet qu'il est difficile de circonscrire des lieux de fraie précis compte tenu du potentiel élevé sur l'ensemble des rivières inventoriées (communication personnelle D. Fournier et Johanne Labonté MFFP). À l'échelle de l'île d'Anticosti, les habitats potentiels adéquats à la reproduction représentent 5 175 399 UP. La rivière Jupiter à elle seule contient 33% des habitats favorables à la présence de frayère de l'île d'Anticosti avec 1 709 269 UP-frayères, suivi de loin par la rivière aux Saumons qui en contient 10%, soit 531 837 UP-frayères. Les autres rivières sont plus modestes, comportant en moyenne 154 437 UP si l'on exclut les rivières Jupiter et aux Saumons.

**Tableau 7 : Contribution de chacune des rivières à saumon à la métapopulation de saumon atlantique de l'île d'Anticosti. La superficie des unités de production (UP), l'indice de qualité de l'habitat (IQH) moyen, le nombre de fosses connues (MFFP, données non publiées) et la probabilité de retour des adultes pour la période 1984-2012 (Brun et Prévost 2013) sont indiquées pour chacune des rivières.**

Rivière	UP frayères (ha)*	IQH moyen frayères	UP habitat tacons (ha)*	IQH moyen tacons	Nbr. fosses répertoriées	Probabilité retour des adultes (%)**
Bec-Scie	93 052	0.57	82 495	0.50	9	3.1
Bell	114 140	0.59	119 414	0.62	21	2.6
Ruisseau Box de la Chaloupe	100 811	0.66	97 817	0.64	20	2.3
de la Chaloupe	359 880	0.66	331 119	0.61	28	12.7
Chicotte	140 582	0.76	113 614	0.62	NA	1.0
Dauphiné	266 403	0.72	242 728	0.65	9	3.4
Ferrée	108 982	0.71	92 933	0.61	20	3.6
Galiote	341 784	0.84	254 499	0.63	NA	2.0
à l'Huile	129 779	0.67	107 262	0.55	15	1.5
Jupiter	1 709 269	0.74	1 186 836	0.52	74	27.6
à la Loutre	186 828	0.75	137 147	0.55	13	5.1
MacDonald	126 831	0.66	108 849	0.57	19	2.8
à la Patate	76 157	0.66	67 124	0.59	20	2.5
du Pavillon	93 051	0.8	60 132	0.52	NA	1.5
de la Loutre, petite	164 686	0.77	67 124	0.31	NA	3.4
aux Plats	120 602	0.77	99 591	0.64	NA	1.2
du Renard	176 788	0.75	134 366	0.57	NA	1.1
aux Saumons	531 837	0.61	453 875	0.52	36	11.8
Vauréal	100 988	0.73	79 669	0.58	NA	1.7
Sainte-Marie	96 264	0.44	126 342	0.58	NA	2.1
aux Cailloux	136 688	0.66	173 666	0.68	8	1.8
ruisseau Martin	NA	NA	91 115*	NA	NA	1.0
de la Chaloupe, petite	NA	NA	106 134*	NA	NA	1.6
Maccan	NA	NA	115 434*	NA	NA	2.0

\*Les segments de rivière dont le faciès est lac, chute ou estuaire ne sont pas comptabilisés

\*\*Selon Brun et Prévost 2013.

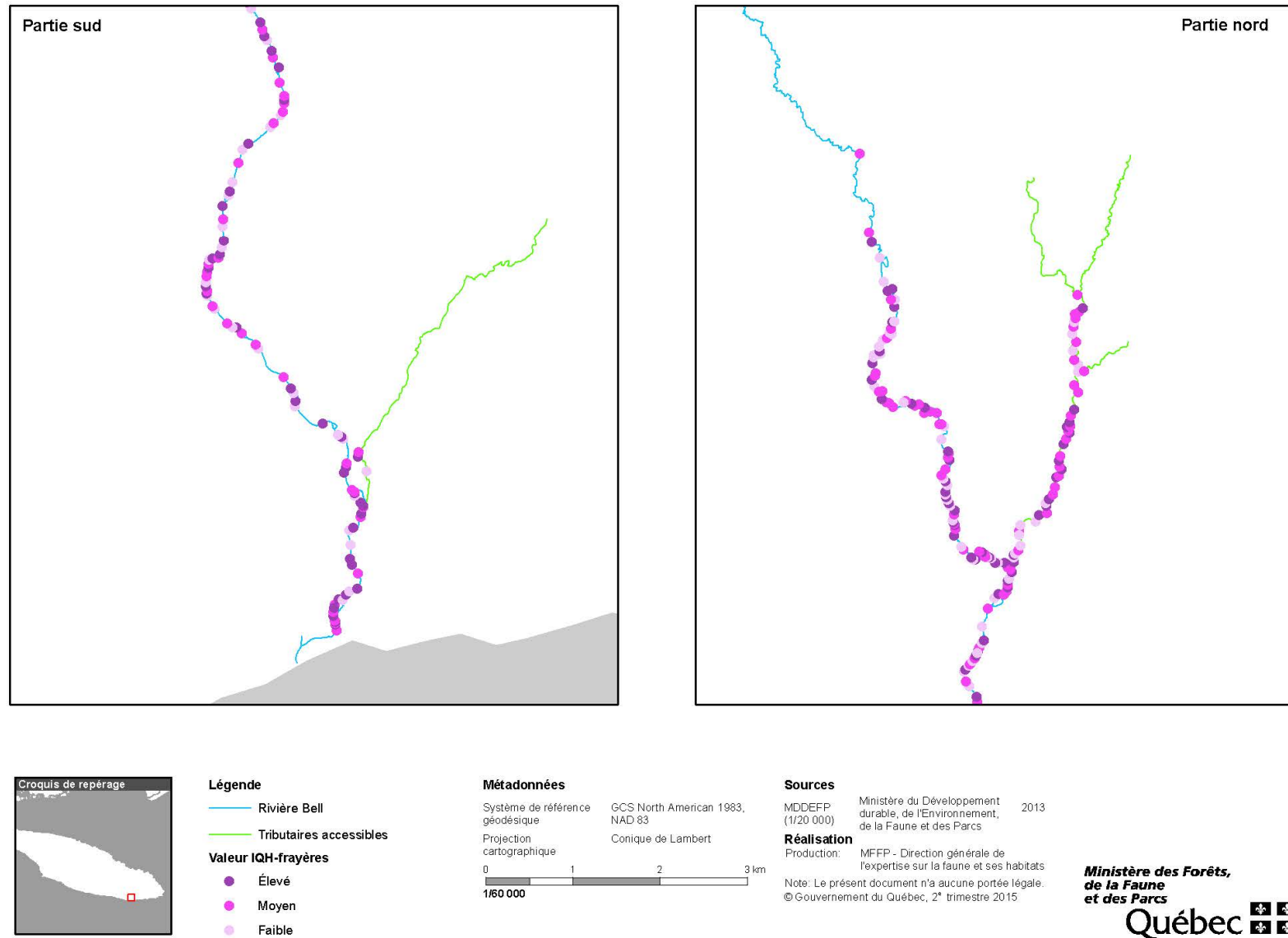


Figure 3 : Localisation des segments présentant un IQH-frayères élevé, moyen ou faible sur la rivière Bell et ses tributaires accessibles.

## 2) Habitats propices aux tacons : IQH-tacons et UP-tacons

La description des habitats propices aux tacons tient compte de deux composantes soient une composante physique et une composante croissance (Caron et al. 1999). En combinant ces deux composantes, il est possible de calculer un indice de la qualité de l'habitat spécifique aux habitats de croissance des tacons (IQH-tacons; Caron et al. 1999). La composante physique combine le faciès d'écoulement, la granulométrie et la largeur du cours d'eau. La composante de croissance est un indice qui tient compte de la productivité de l'habitat et reflète la durée de la saison de croissance pour différentes zones climatiques. L'IQH-tacons est le principal indice utilisé pour calculer la productivité salmonicole des rivières à saumon et établir les cibles de gestion (Caron et al. 1999). En appliquant le calcul de l'IQH-tacons aux différents segments des rivières, il a été possible d'identifier les segments possédant le plus fort potentiel de productivité et de les cartographier (e.g. Figure 4).

Pour les rivières à saumon de l'île d'Anticosti, l'IQH-tacons moyen est de 0,57, variant de 0,31 à 0,68 (Tableau 7). Ceci signifie que 57% de la surface accessible au saumon est favorable à la présence d'habitats de croissance pour les tacons sur l'île d'Anticosti. Au total, les 24 rivières à saumon de l'île d'Anticosti abritent 4 449 284 UP-tacons. Cinq rivières se partagent 56% de ces UP-tacons soient les rivières Jupiter (27%), aux Saumons (10%), de la Chaloupe (7%), Galiote (6%) et Dauphiné (6%). La participation des autres rivières à saumon aux UP-tacons est nettement plus faible, étant en moyenne de 2,3% et variant entre 1,4 et 3,9%.

## 3) Habitats des adultes en montaison et en période post-fraie

Les fosses profondes utilisées par les saumons adultes ont été inventoriées sur seulement 13 des 24 rivières (Tableau 7). Le nombre de fosses répertoriés par rivière est variable, les rivières les plus grandes contenant le plus souvent un plus grand nombre de fosses. Les fosses se répartissent généralement de façon irrégulière dans les rivières, certains secteurs pouvant en contenir plusieurs alors que d'autres en sont totalement dépourvus. De même, la distance séparant les fosses est parfois courte (quelques dizaines de mètres), mais parfois aussi longue (plusieurs kilomètres). Dans les cas où les fosses ont été répertoriés, elles ont été géolocalisées ce qui rend possible leur cartographie (e.g. Figure 5).

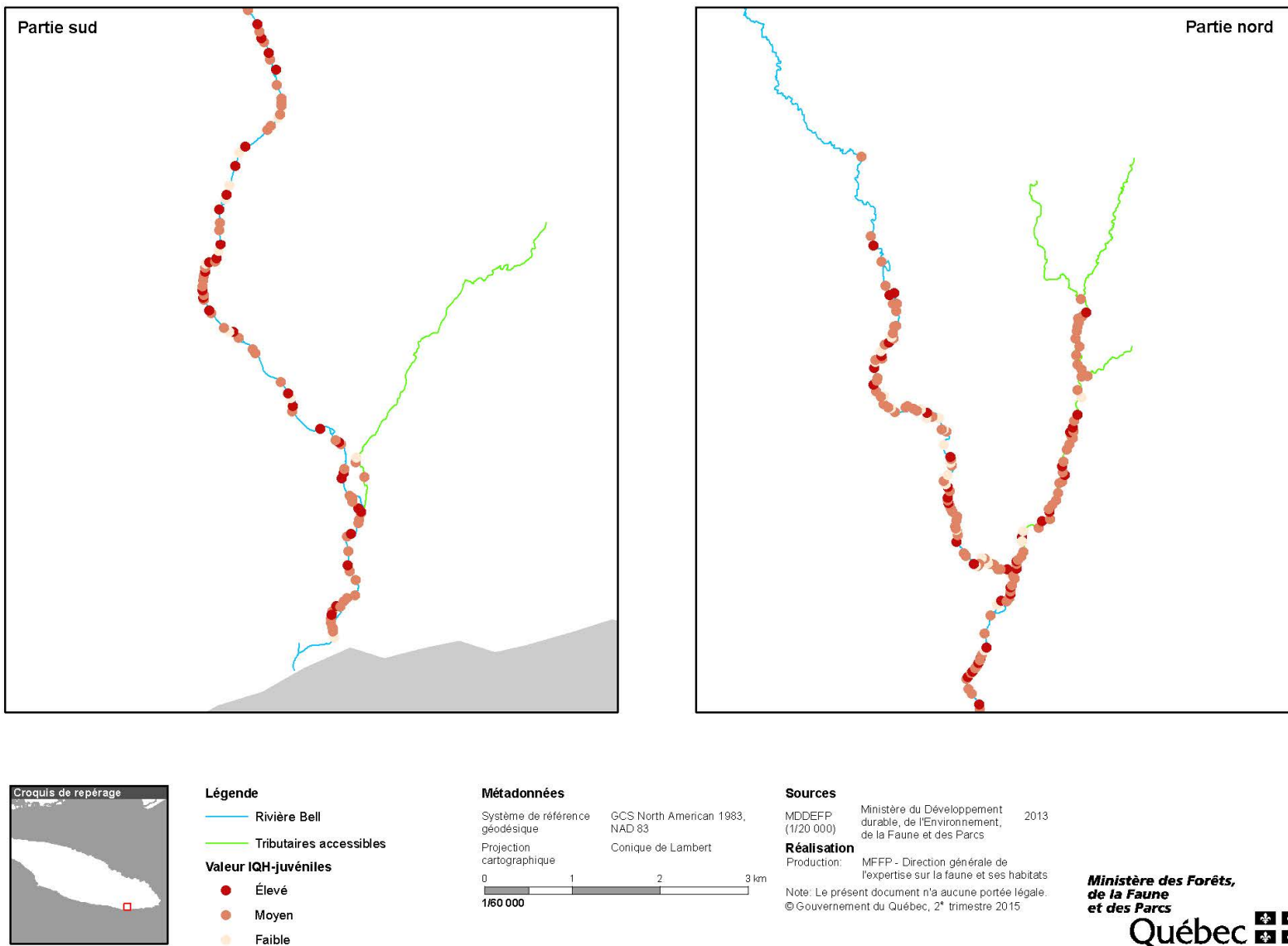


Figure 4 : Localisation des segments avec un IQH-tacons élevé, moyen ou faible sur la rivière Bell et ses tributaires accessibles.

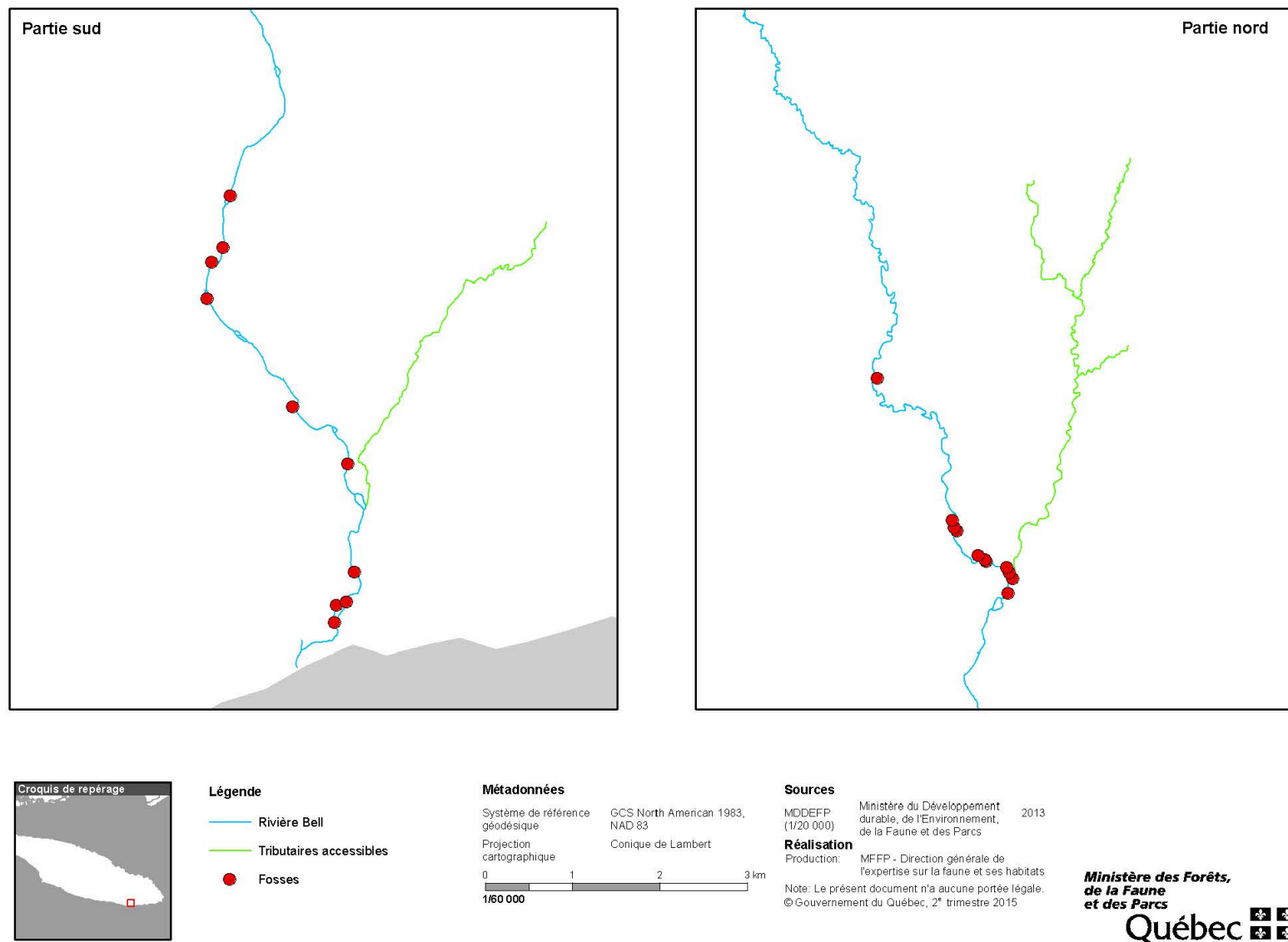


Figure 5 : Localisation des fosses profondes répertoriées sur la rivière Bell et ses tributaires accessibles.

### 2.2.3. Probabilité de retour des adultes

Les données de montaison de saumons adultes de la métapopulation de l'île d'Anticosti colligées entre 1984 et 2011 ont été utilisées par le ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO) pour évaluer le potentiel de rétablissement de la métapopulation (Brun et Prévost 2013). Dans cette étude, les auteurs ont utilisé un modèle hiérarchique Bayésien qui a notamment permis de calculer la répartition des adultes dans 25 rivières à saumon de l'île d'Anticosti. De fait, il faut noter que cette étude a utilisé les données des 24 rivières à saumon réglementaires et d'une rivière non réglementaire, la rivière Brick. Les valeurs de répartition des adultes calculées par le modèle permettent d'apprécier l'importance relative de chacune des rivières en termes d'abondance d'adultes (Brun et Prévost 2013; Tableau 7). L'abondance des saumons adultes se démarque sur trois rivières qui présentent à elles seules 53% des effectifs, il s'agit des rivières Jupiter (28%), de la Chaloupe (13%) et aux Saumons (12%). Les autres rivières à saumons contiennent entre 1 et 5% des effectifs, avec une moyenne de 2%.

### 2.2.4. Contribution des rivières à la métapopulation

La contribution de chacune des rivières à la métapopulation de saumon atlantique de l'île d'Anticosti est fortement inégale. La rivière Jupiter à elle seule abrite environ 30% des habitats potentiels pour la reproduction et la croissance, en plus d'accueillir près de 30% des saumons adultes. Suivent les rivières aux Saumons et de la Chaloupe qui ensemble présentent environ 20% des habitats potentiels et des effectifs de saumons adultes. Il apparaît donc clairement que ces trois rivières contribuent de façon majeure à la métapopulation de l'île d'Anticosti. Bien que la contribution des 21 autres rivières soit plus modeste, il ne faut pas négliger leur apport et leur importance pour le maintien à long terme de la démographie de la métapopulation de l'île d'Anticosti. De fait, la distribution spatiale des habitats et des effectifs dans des unités indépendantes permet de minimiser les risques d'effondrement démographique suite à des perturbations d'origines anthropiques ou naturelles qui seraient dommageables pour le saumon dans l'une ou l'autre des rivières.

### **3. Synthèse des connaissances sur l'impact des déversements accidentels d'hydrocarbures sur les différents stades de vie du saumon en rivière**

#### 3.1. Hydrocarbures pétroliers et faune aquatique

##### 3.1.1. Littérature répertoriée

La littérature scientifique traitant spécifiquement des effets d'une exposition aux hydrocarbures pétroliers chez le saumon atlantique est très limitée et vise plus particulièrement les saumons d'élevage destinés pour la table. Toutefois, la littérature scientifique est riche en études documentant les effets de l'exposition aux hydrocarbures à tous les stades de vie pour la famille des salmonidés en général. Les articles scientifiques répertoriés traitent principalement du saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*; 36%) et de la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*; 31%). Le saumon coho (*O. kisutch*; 9%), le saumon atlantique (8%), le saumon chinook (*O. tshawytscha*; 6%), quelques espèces de truites (4%), les saumons du Pacifique en général (2%) et la famille des salmonidés (4%) se partagent les autres documents répertoriés. À cela s'ajoute quelques articles de synthèses traitant des poissons en général, dont les salmonidés.

##### 3.1.2. Controverses

Il est important de noter qu'un consensus se dégage de la communauté scientifique, à savoir que les hydrocarbures peuvent avoir des impacts négatifs complexes sur la faune aquatique, allant de la mortalité directe, à la réduction du succès reproducteur (Peterson et al. 2003; Logan et al. 2007; Perhar et Arhonditsis 2014).

##### 3.1.3. Hydrocarbures pétroliers et déversements

Le pétrole brut est un mélange complexe de milliers de composés chimiques qui est variable d'une source de pétrole à une autre. Deux composantes dominent toutefois ce mélange : les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAMs) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs). Au sein même de ces deux groupes d'hydrocarbures, la variété des molécules est élevée tout comme le sont leurs propriétés chimiques et physiques, ainsi que leurs effets toxicologiques sur les organismes aquatiques (revu par Logan 2007 et par Perhar et Arhonditsis 2014). La toxicité des HAMs présents dans le pétrole est très élevée, mais leur grande volatilité limite généralement leur persistance dans l'environnement à de courtes périodes suite à un déversement (revu par Perhar et Arhonditsis 2014). Quant aux HAPs, il s'agit de molécules de grandes tailles qui se dégradent lentement dans l'environnement (Li et Boufadel 2010, Nixon et al. 2013). Après un déversement accidentel d'hydrocarbures, les HAPs deviennent une source de toxicité persistante puisqu'ils peuvent y demeurer des années, voire des décennies (revu par Peterson et al. 2003 et par Logan 2007; Li et Boufadel 2010).



Le pétrole qui se répand dans l'environnement suite à un déversement accidentel se transforme au fil du temps en fonction des conditions environnementales, des conditions météorologiques et de l'action humaine. De ce fait, les propriétés chimiques et physiques du pétrole changent et le degré de toxicité aussi (revu par Perhar et Arhonditsis 2014). Par exemple, le niveau de solubilité du pétrole est plus élevé en milieu dulcicole qu'en milieu marin (Ramachandran et al. 2006), alors que sa solubilité est plus élevée en eau plus tempérée qu'en eau froide (Whitehouse 1984). Lorsque la solubilité du pétrole augmente dans l'eau, on observe une augmentation de la disponibilité biologique des hydrocarbures ce qui a généralement pour conséquence d'augmenter le niveau de toxicité chez les organismes aquatiques (revu par Perhar et Arhonditsis 2014). Il arrive aussi fréquemment que des dispersants chimiques soient utilisés suite à un déversement de pétrole afin d'accélérer sa dispersion et sa dilution dans l'eau (Lessard et Demarco 2000). Ceci a pour avantage de réduire les risques pour les organismes en contact avec la surface de l'eau et de réduire les risques que le pétrole s'échoue sur les côtes (Lessard et Demarco 2000; Ramachandran et al. 2004). Cependant, l'utilisation des dispersants a pour conséquence d'augmenter la concentration d'hydrocarbures dans la colonne d'eau et d'augmenter la disponibilité biologiques de ces composés aux organismes aquatiques (Ramachandran et al. 2004). De fait, plusieurs études ont démontré que la toxicité du pétrole traité par les dispersants chimiques était plus élevée pour la faune ichthyologique que le pétrole non traité (Gagnon et Holdway 1998; Vosyliene et al. 2005; Wu et al. 2012).

#### 3.1.4. Exposition aux hydrocarbures et détoxification de l'organisme

Suite à un déversement de pétrole en milieu aquatique ou marin, les poissons sont exposés aux hydrocarbures par l'eau, la nourriture et les sédiments contaminés (Jonsson et al. 2004). Alors que les hydrocarbures les plus hydrophiles sont transférés dans l'organisme par les branchies lors de la respiration ou directement par contact avec le tégument externe, les hydrocarbures plus hydrophobes sont assimilés lors de l'ingestion de nourriture ou de sédiments (revu par Logan 2007). Une fois que les hydrocarbures pénètrent dans l'organisme ils sont distribués dans tout le corps du poisson par le système sanguin. Les hydrocarbures se concentrent alors dans les tissus les plus riches en lipides comme le foie (Meador et al. 1995).

L'élimination des hydrocarbures accumulés dans l'organisme se fait par une combinaison de diffusion passive des plus petites molécules et de transformation enzymatique des plus grandes molécules en métabolites solubles suivi par leur excrétion biliaire (Jonsson et al. 2004). La plupart des espèces de poissons possèdent des systèmes enzymatiques qui métabolisent et détoxifient les hydrocarbures. Il s'agit d'enzymes de la famille des cytochromes P450 (Hahn et al. 1994; Billiard et al. 2002). Le temps nécessaire pour qu'un individu se détoxifie suite à l'arrêt de l'exposition aux hydrocarbures dépend notamment de la nature chimique des hydrocarbures accumulés par l'organisme et de leur concentration (Jonsson et al. 2004). Malgré la capacité des poissons à métaboliser les hydrocarbures, les métabolites nécessairement générés

sont parfois encore plus toxiques que les composés parentaux et peuvent être hautement carcinogènes (Dunn 1991; Hawkins et al. 2002).

### 3.1.5. Impacts généraux des hydrocarbures sur la faune ichthyologique

Les hydrocarbures ont des effets négatifs très variés chez la faune aquatique, que l'exposition à ces composés pétroliers soit chronique ou non (revu par Logan 2007). À court terme, les doses létales, généralement de l'ordre des parties par million, provoquent une narcose profonde causant la mort du poisson (Heras 1992; DiToro et al. 2000, revu par Peterson et al. 2003). À des doses sous-létales, généralement de l'ordre des parties par milliard, les effets observés sont variés et dépendent de plusieurs facteurs dont la nature des hydrocarbures, leur concentration, la durée de l'exposition, l'espèce de poisson et le stade de vie du poisson. Chez la faune ichthyologique, les effets négatifs les plus souvent mentionnés sont une diminution de la survie (Barron et al. 2004; Rice et al. 2000), la narcose (Vanleeuwen et al. 1992; Di Toro et al. 2000; Barron et al. 2004), une diminution de la croissance (Gundersen et al. 1996), des déformations squelettiques, des lésions physiques, de l'œdème (Barron et al. 2004; Incardona et al. 2004), une défektivité du système vasculaire (Rice et al. 2000; Laycock et al. 2000; Incardona et al. 2004), une faiblesse immunitaire (Khan 2003; Reynaud et al. 2004, Reynaud et Deschaux 2006) et une interférence au niveau des hormones sexuelles pouvant limiter la capacité de reproduction (Navas et Segner 2000; Truscott et al. 1983). Ces effets peuvent avoir des conséquences à long terme sur le taux de mortalité et sur le succès de reproduction (revu par Peterson et al. 2003).

## 3.2. Hydrocarbures pétroliers et salmonidés

Les effets généraux de l'exposition aux hydrocarbures pétroliers observés chez la faune ichthyologique ont aussi spécifiquement été observés pour les espèces de la famille des salmonidés. Comme pour d'autres espèces de poisson, les effets d'une exposition aux hydrocarbures dépendent de plusieurs facteurs dont le stade de vie, le mode d'exposition, la concentration d'hydrocarbures et la durée de l'exposition.

### 3.2.1. Embryons

La toxicité des hydrocarbures chez les embryons de salmonidés est élevée (Barron et al. 2004). Ceci s'explique par la bioaccumulation de ces composés pétrochimiques dans l'œuf, à la faible capacité de l'embryon à se détoxifier et à une sensibilité élevée de l'embryon durant certaines phases critiques du développement (Heintz et al. 1999; revu par Barron et al. 2004).

Plusieurs études ont révélé que les œufs de salmonidés incubés dans des frayères contaminés par les hydrocarbures présentaient un taux de mortalité plus élevé que les œufs incubés dans des frayères non contaminées (Bue et al. 1996 et 1998; Marty et al. 1997; Carls et Thedinga 2010), et ce, même à de faibles concentrations

d'hydrocarbures (de l'ordre du ppb; Marty et al. 1997; Heintz et al. 1999). Ce taux de mortalité élevé dans les frayères peut persister plusieurs années suite au déversement de pétrole initial (Rice et al. 2001). Ceci s'expliquerait par la persistance des HAPs dans l'environnement, à la réémergence progressive d'hydrocarbures enfouis dans les sédiments et au potentiel de déplacement des hydrocarbures plus solubles d'une source plus éloignée jusqu'aux frayères (Heintz et al. 1999; Carls et al. 2003). Chez les embryons de salmonidés, la toxicité du pétrole est nettement plus élevée lorsque des agents de dispersion sont utilisés, faisant augmenter de façon fulgurante le taux de mortalité embryonnaire (Wu et al. 2012).

Les effets toxiques sublétaux des hydrocarbures se manifestent généralement par des anomalies physiologiques et physiques des embryons de salmonidés (Marty et al. 1997; Rice et al. 2001; Wu et al. 2012; LeBihanic et al. 2014). Les effets les plus souvent rapportés sont une augmentation du taux de malformation, une diminution de la croissance (Barron et al. 2004; LeBihanic et al. 2014), des déficiences du système vasculaire (Rice et al. 2000), des hémorragies, ainsi que des symptômes similaires à l'hydrophisie du sac vitellin (Marty et al. 1997; Brinkworth et al. 2003; Carls et Thedinga 2010; Wu et al. 2012). L'hydrophisie du sac vitellin se caractérise par une accumulation anormale de liquide dans le sac vitellin (œdème), des hémorragies mineures et de l'anémie. Cette maladie est causée par une accumulation de déchets métaboliques, ainsi que par une quantité d'oxygène dissous insuffisante. Dans le cas de l'exposition aux hydrocarbures, l'apparition de cette maladie serait liée à l'activation du métabolisme de détoxification de l'organisme (Marty et al. 1997; Brinkworth et al. 2003; Wu et al. 2012). Un retard dans le développement embryonnaire a aussi été observé chez les embryons exposés à de faibles concentrations d'HAPs (de l'ordre du ppb; Carls et Thedinga 2010). Ce retard de développement a eu pour conséquence de prolonger la période de vulnérabilité au choc mécanique des embryons. Il faut savoir que suite à la fécondation de l'œuf, l'embryon est extrêmement fragile au choc mécanique jusqu'à l'apparition de l'oeil (Jensen et Collins 2003). Le fait de prolonger la période pré ocellée augmenterait donc significativement le risque de mortalité des embryons (Carls et Thedinga 2010). Enfin, une étude a aussi rapporté que l'incubation des œufs dans des frayères contaminées par les hydrocarbures pouvait entraîner une émergence prématurée du substrat par les jeunes alevins (Marty et al. 1997).

L'apparition des effets sublétaux d'une exposition aux hydrocarbures pendant la phase embryonnaire peut parfois survenir plus tard au cours du développement des salmonidés de façon différée. Des effets sur la croissance et la survie à long terme ont notamment été observés sur des saumons roses qui avaient été exposés à de faible concentration d'HAPs (de l'ordre du ppb) durant leur phase embryonnaire (Heintz et al. 2000). En effet, les individus ayant survécu à l'exposition aux HAPs ont présenté un taux de croissance significativement inférieur aux individus non exposés. De plus, les individus survivants et qui semblaient en bonne santé suite à l'exposition aux HAPs ont par la suite présenté un taux de survie en mer 15% inférieur aux individus non exposés aux HAPs. Selon les auteurs de cette étude, la réduction de la croissance pourrait expliquer la plus faible survie en mer observée pour les individus exposés aux hydrocarbures lors du stade embryonnaire (Heintz et al. 2000).

### 3.2.2. Alevins

Lorsque les alevins de salmonidés sont exposés à des concentrations élevées d'hydrocarbures pétroliers (de l'ordre du ppm), des taux de mortalités importants sont observés (Moles et al. 1987; Carls et al. 1996; Marty et al. 1997; Birtwell et al. 1999; Vosyliene et al. 2005). Les taux de mortalités sont encore plus élevés lorsque le pétrole est dispersé par des dispersants chimiques, ce qui s'expliquerait par la plus grande disponibilité biologique des hydrocarbures une fois le pétrole dispersé (Vosyliene et al. 2005).

À des concentrations sublétales, l'exposition aux hydrocarbures pour de courtes périodes de temps (10 jours) ne semble pas avoir d'impact sur la croissance et la survie à long terme des alevins (Birtwell et al. 1999). Par contre, une exposition chronique de plus longue période (>10 jours) favorise l'accumulation des hydrocarbures dans l'organisme (Marty et al. 1997). L'accumulation des hydrocarbures chez les alevins de salmonidés peut affecter les fonctions cardio-vasculaires (Vosyliene et al. 2005), causer une diminution de leur croissance et réduire leur taux de survie (Moles et al. 1987; Carls et al. 1996; Wertheimer et Celewycz 1996; Marty et al. 1997; Vosyliene et al. 2005). Les alevins vésiculés exposés aux hydrocarbures présentent aussi des sacs vitellins moins bien pourvus en réserves nutritives que les alevins vésiculés non exposés (Moles et al. 1987). Des réserves vitellines limitées peuvent mener à l'émergence prématurée des alevins de la frayère, qui sont alors en moins bonne condition physique que des alevins mieux pourvus en réserves vitellines (Moles et al. 1987). La diminution des réserves vitellines des alevins exposés aux hydrocarbures s'expliquerait par l'activation du métabolisme de détoxification. En effet, l'activation du métabolisme de détoxification augmente la consommation des réserves nutritives et diminuerait du même coup l'énergie disponible pour la croissance somatique de l'alevin (Moles et al. 1987; Marty et al. 1997).

### 3.2.3. Tacons

Au stade de tacon, l'exposition aux hydrocarbures pétroliers à des concentrations élevées (de l'ordre du ppm) augmente fortement les taux de mortalité (Thomas et Rice 1987; Vignier et al. 1992).

À des doses sublétales, des effets négatifs variés sont observés. De façon générale, l'exposition des tacons aux hydrocarbures pétroliers active le métabolisme de détoxification de l'organisme (Gagnon et Holdway 1998; Hook et al. 2010; Bravo et al. 2011; Rasanen et al. 2012). Ce dernier serait d'ailleurs activé plus rapidement lorsque le pétrole est traité par des dispersants chimiques (Gagnon et Holdway 1998). Une exposition à court terme (48 heures) des tacons aux hydrocarbures entraîne aussi une augmentation du métabolisme de base, une augmentation des concentrations de cortisol sanguin qui sont des indicateurs de stress et une diminution des performances

de nage (Thomas et Rice 1987). Il est possible que la diminution des performances de nage soit liée à l'augmentation générale du métabolisme puisque moins d'énergie est alors disponible les activités de base de l'organisme telle que la nage (Thomas et Rice 1987).

Lorsque les tacons sont exposés aux hydrocarbures sur de longues périodes (> 30 jours), des lésions physiques telles que la perte d'écaillés, l'érosion des nageoires et la décoloration hépatique et branchiale sont observées (Rudolph et al. 2002). Des dommages chromosomiques ou à l'ADN ont aussi été rapportés (Barbee et al. 2008; Bravo et al. 2011). De plus, les tacons exposés aux hydrocarbures pour une longue période présentent une diminution de la réponse immunitaire et une augmentation de la susceptibilité aux maladies (Bravo et al. 2011). Chez les tacons du saumon atlantique, les individus exposés pendant quatre semaines aux hydrocarbures présentaient un taux de conversion alimentaire plus faible que les individus non-exposés (Vignier et al. 1992). Ceci a eu pour effet direct de réduire leur taux de croissance et de limiter leurs réserves énergétiques (Vignier et al. 1992). Suite à l'arrêt de l'exposition aux hydrocarbures, les tacons ont repris un taux de croissance normal, mais l'altération de la croissance survenue pendant les 4 semaines d'exposition est demeurée irréversible (Vignier et al. 1992). Ce retard de croissance pourrait avoir des impacts indirects majeurs sur la synchronisation de la smoltification (transformation du tacon en saumoneau) et la capacité des jeunes saumons à migrer en mer au moment opportun. En effet, pour entamer la smoltification, les tacons doivent avoir atteint une taille seuil à un moment précis de l'année. Or, le retard de croissance provoqué par l'exposition aux hydrocarbures pourrait repousser le moment de la smoltification d'une année si le tacon n'atteint pas à temps cette valeur seuil (Vignier et al. 1992). Cette hypothèse demeure toutefois à être validée.

#### 3.2.4. Saumoneaux

Chez les salmonidés, le stade de saumoneau est une période critique du cycle de vie. En effet, la smoltification (transition du tacon au saumoneau) entraîne des changements physiques et physiologiques profonds essentiels à la migration et à la survie en milieu marin. Plusieurs études ont révélé que les jeunes saumons seraient plus sensibles aux hydrocarbures durant cette phase critique (Moles et al. 1979; Lemke et Kennedy 1997; Seubert et Kennedy 1997). Cette sensibilité accrue serait attribuable aux changements dans la régulation osmotique qui modifient la perméabilité des membranes à l'eau et aux mouvements des ions, ce qui altère les processus d'absorption et d'excrétion des contaminants environnementaux (revu par Ross et al. 2013).

Alors que certaines études ont révélé que l'exposition aux hydrocarbures à court ou à long terme (4 à 28 jours) n'avait pas d'effets notables sur la croissance et la réponse immunitaire des saumoneaux à long terme (Palm et al. 2003; Van Scoy et al. 2010), une majorité d'études ont observé des impacts négatifs que l'exposition soit de courte ou de longue durée. Comme pour les autres stades de vie, l'exposition des saumoneaux aux hydrocarbures pétroliers entraîne une augmentation des taux de

mortalité (Lin et al. 2009; Van Scoy et al. 2010). Toutefois, contrairement à ce qui a été observé pour les autres stades de vie, la dispersion chimique du pétrole ne semble pas augmenter la toxicité et la mortalité des hydrocarbures chez les saumoneaux (Lin et al. 2009; Van Scoy et al. 2010). À des doses sublétales, l'exposition aux hydrocarbures modifie l'équilibre osmotique du poisson (Morrow et al. 1975; Lin et al. 2009), altère la réponse immunitaire, augmente la susceptibilité aux pathogènes (Arkoosh et Collier 2002) et active le métabolisme de détoxification (Seubert et Kennedy 1997; Meador et al. 2006). De plus, les saumoneaux exposés aux hydrocarbures présentent un taux de croissance et des réserves lipidiques moindre que les saumoneaux non-exposés, ce s'expliquerait par les coûts énergétiques élevés associés à la détoxification (Meador et al. 2006). L'ensemble des effets de l'exposition des saumoneaux aux hydrocarbures pourraient avoir des conséquences indirectes majeures sur la population puisque la capacité à croître et à survivre des individus une fois en mer en serait compromise, ce qui se reflèterait ultimement par un faible taux de retour des adultes (Meador et al. 2006; Lin et al. 2009).

### 3.2.5. Adultes

L'exposition aux hydrocarbures pétroliers à court terme même à des doses élevées ne semble pas affecter la survie des adultes chez les salmonidés (Brannon et al. 1986; Heras et al. 1992; Vosyliene et al. 2005). De plus, une exposition à court terme n'affecte pas non plus les organes olfactifs des salmonidés adultes, essentiels pour atteindre les lieux de reproduction dans leur rivière natale (Brannon et al. 1986). Une exposition à court terme n'affecterait pas non plus la capacité des adultes à poursuivre leur migration vers les lieux de reproduction une fois qu'ils se retrouvent dans un cours d'eau non contaminé (Brannon et al. 1986). Néanmoins, comme les adultes en migration tendent à éviter les eaux contaminées par les hydrocarbures, la contamination de leur rivière natale par les hydrocarbures pourrait compromettre ou retarder la migration vers les lieux de reproduction (Weber et al. 1981).

Bien qu'aucun effet léthal n'ait été observé chez les salmonidés adultes, quelques effets sublétaux ont été rapportés. En effet, certaines études montrent qu'une exposition à court terme provoque une accumulation d'hydrocarbures dans les muscles et le foie des salmonidés adultes (Heras et al. 1992; Zhou et al. 1997). L'accumulation d'hydrocarbures dans le poisson a pour conséquences d'activer le métabolisme de détoxification de l'organisme et d'altérer les systèmes immunitaires et cardio-vasculaires (Stagg et al. 2000; Vosyliene et al. 2005). Si les salmonidés contaminés par des hydrocarbures sont destinés à la table suite à leur capture lors de pêches récréative ou commerciale, l'accumulation d'hydrocarbures dans la chair peut non seulement modifier les propriétés organoleptiques (Heras et al. 1992), mais peut aussi être cancérigène pour un consommateur humain (revu par Genualdi et al. 2013).

Enfin, plusieurs études ont montré que l'exposition de salmonidés adultes aux hydrocarbures pétroliers affecte le développement sexuel en interférant avec les hormones sexuelles ou en les inhibant (Truscott et al. 1983; Burton 1985; Afonso et al. 1997; Navas et Segner 2000). De fait, l'exposition des mâles adultes du saumon

atlantique au pétrole brut entraîne une diminution d'androgènes (Truscott et al. 1983). Ceci a pour conséquence d'inhiber ou de limiter l'apparition des caractères sexuels secondaires cruciaux pour la reproduction comme l'épaississement de la peau ventrale et la production de mucus (Burton et al. 1985). Un développement inadéquat de ces caractères sexuels augmente le risque d'infections cutanées suite au contact abrasif avec le gravier et a le potentiel d'affecter sérieusement le succès reproducteur des mâles exposés aux hydrocarbures (Burton et al. 1985). Chez les femelles des salmonidés, les hydrocarbures pétroliers ont pour effet de limiter ou d'inhiber la production d'estrogènes (Afonso et al. 1997; Navas et Segner 2000). Or, ces hormones sont essentielles à la production des œufs, plus particulièrement à la formation des réserves vitellines (Afonso et al. 1997). L'impact des hydrocarbures sur le développement sexuel des adultes arrivés à maturité peut donc avoir des conséquences graves en compromettant la capacité des individus à se reproduire.

#### 4. Conclusion

Proportionnellement à leur taille, les rivières à saumon de l'île d'Anticosti présentent une grande quantité d'habitats de haute qualité pour le saumon atlantique. Les différents inventaires terrains ou par photo-interprétation menés par le gouvernement du Québec à la fin des années 1980 et au début des années 1990 ont permis de dresser un portrait exhaustif de ces habitats, de les localiser et d'en estimer la qualité pour différents stades de vie du saumon. Ces données inestimables permettent non seulement d'apprécier la contribution relative de chaque rivière à la métapopulation en terme de potentiel d'habitats et de potentiel de production salmonicole, mais aussi de localiser précisément les secteurs les plus critiques pour les différents stade de vie du saumon en rivière.

À la lumière de la littérature scientifique, il apparaît clairement que les déversements d'hydrocarbures pétroliers peuvent avoir des effets dommageables sur les salmonidés à tous les stades de vie. De façon générale, l'exposition aux hydrocarbures entraîne une augmentation des taux de mortalité, alors qu'à des doses sublétales, les hydrocarbures s'accumulent dans l'organisme ce qui active le métabolisme de détoxification. Chez les jeunes stades de vie, des concentrations sublétales d'hydrocarbures provoquent des retards de croissance, une diminution des réserves énergétiques, des dysfonctionnements cardio-vasculaires et une dépression du système immunitaire. Ceci peut avoir des conséquences indirectes significatives sur la survie des individus lors de leur migration en mer. Bien que les adultes semblent être affectés de façon moins directe par les hydrocarbures, leur aptitude à retrouver les lieux de reproduction et leur capacité physique à se reproduire peuvent être compromis. Ainsi, les populations de saumons qui évoluent dans un habitat contaminé par des hydrocarbures pétroliers doivent faire face à une réduction de leurs effectifs dû à de la mortalité directe, à de la mortalité indirecte, ainsi qu'à un plus faible taux de recrutement causé notamment par une diminution du taux de retour des adultes et de leur succès reproducteur. Les effets létaux et sublétaux observés chez les salmonidés ont donc le potentiel d'impacter sérieusement le recrutement et l'abondance des populations exposées aux hydrocarbures ce qui pourrait nuire considérablement à leur maintien et à leur persistance à long terme. Pour des populations présentant de faibles effectifs, comme c'est le cas pour de nombreuses rivières à saumon atlantique de l'île d'Anticosti, une baisse significative du recrutement et de l'abondance a le potentiel de provoquer leur extinction.





## Liste des références citées

- Afonso, L.O.B., P.M. Campbell, G.K. Iwama, R.H. Devlin, et E.M. Donaldson. 1997. The effect of the aromatase inhibitor fadrozole and two polynuclear aromatic hydrocarbons on sex steroid secretion by ovarian follicles of coho salmon. *General and Comparative Endocrinology* 106:169-174.
- Arkoosh, M.R., et T.K. Collier. 2002. Ecological risk assessment paradigm for salmon: Analyzing immune function to evaluate risk. *Human and Ecological Risk Assessment* 8:265-276.
- Armstrong, J.D., P.S. Kemp, G.J.A. Kennedy, M. Ladle, et N.J. Milner. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* 62:143-170.
- Bardonnet, A., et J.L. Baglinière. 2000. Freshwater habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 :497-506.
- Barron, M.G., M.G. Carls, R. Heintz, et S.D. Rice. 2004. Evaluation of fish early life-stage toxicity models of chronic embryonic exposures to complex polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures. *Toxicological Sciences* 78 :60-67.
- Beaupré, P., C. Bédard, C. Dufour, A. Gingras, C. Malenfant. et F. Potvin. 2004. Plan général d'aménagement intégré des ressources du milieu forestier de l'île d'Anticosti – Parties 1 à 7. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Société de la faune et des parcs du Québec, Produits forestiers Anticosti inc.
- Billiard, S.M., M.E. Hahn, D.G. Franks, R.E. Peterson, N.C. Bols, et P.V. Hodson. 2002. Binding of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to teleost aryl hydrocarbon receptors (AHRs). *Comparative Biochemistry and Physiology B-Biochemistry & Molecular Biology* 133 :55-68.
- Birtwell, I.K., R. Fink, D. Brand, R. Alexander, et C.D. McAllister. 1999. Survival of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) fry to adulthood following a 10-day exposure to the aromatic hydrocarbon water-soluble fraction of crude oil and release to the Pacific Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56 :2087-2098.
- Boudreault, A. 1984. Méthodologie utilisée pour la photo-interprétation des rivières à saumon de la Côte-Nord. Gilles Shoener inc. Doc. Dactylo. 26 p.
- Brannon, E.L., T.P. Quinn, R.P. Whitman, A.E. Nevissi, R.E. Nakatani, et C.D. McAuliffe. 1986. Homing of adult chinook salmon after brief exposure to whole and dispersed crude-oil. *Transactions of the American Fisheries Society* 115 :823-827.
- Brannon, E.L., K.C. M. Collins, L.L. Moulton, et K.R. Parker. 2001. Resolving allegations of oil damage to incubating pink salmon eggs in Prince William Sound. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58 :1070-1076.
- Brannon, E.L., K.M. Collins, J.S. Brown, J.M. Neff, K.R. Parker, et W.A. Stubblefield. 2006. Toxicity of weathered Exxon Valdez crude oil to pink salmon embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25 :962-972.

Brannon, E.L., K. Collins, M.A. Cronin, L.L. Moulton, A.L. Maki, et K.R. Parker. 2012. Review of the Exxon Valdez Oil Spill Effects on Pink Salmon in Prince William Sound, Alaska. *Reviews in Fisheries Science* 20 :20-60.

Bravo, C.F., L.R. Curtis, M.S. Myers, J.P. Meador, L.L. Johnson, J. Buzitis, T.K. Collier, J.D. Morrow, C.A. Laetz, F.J. Loge, et M.R. Arkoosh. 2011. Biomarker responses and disease susceptibility in juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* fed a high molecular weight PAH mixture. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30 :704-714.

Brinkworth, L.C., P.V. Hodson, S. Tabash, et P. Lee. 2003. CYP1A induction and blue sac disease in early developmental stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to retene. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A* 66 :627-646.

Brun, M. et Prévost, É. 2013. Modélisation du potentiel de rétablissement de la métapopulation de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'île d'Anticosti. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2013/102. vii + 149 p.

Bue, B.G., S. Sharr, S.D. Moffitt, et A.K. Craig. 1996. Effects of the Exxon Valdez oil spill on pink salmon embryos and preemergent fry. In *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium*, edited by S. D. Rice, R. B. Spies, D. A. Wolfe and B. A. Wright.

Bue, B.G., S. Sharr, et J.E. Seeb. 1998. Evidence of damage to pink salmon populations inhabiting Prince William Sound, Alaska, two generations after the Exxon Valdez oil spill. *Transactions of the American Fisheries Society* 127 :35-43.

Burton, D., M.P. Burton, B. Truscott, et D.R. Idler. 1985. Epidermal cellular proliferation and differentiation in sexually mature male *Salmo salar* with androgen levels depressed by oil. *Proceedings of the Royal Society Series B-Biological Sciences* 225 :121-+.

Carls, M.G., L. Holland, M. Larsen, J.L. Lum, D.G. Mortensen, S.Y. Wang, et A.C. Wertheimer. 1996. Growth, feeding, and survival of pink salmon fry exposed to food contaminated with crude oil. In *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium*, edited by S. D. Rice, R. B. Spies, D. A. Wolfe and B. A. Wright.

Carls, M.G., R.E. Thomas, M.R. Lilly, et S.D. Rice. 2003. Mechanism for transport of oil-contaminated groundwater into pink salmon redds. *Marine Ecology Progress Series* 248:245-255.

Carls, M.G. et J.P. Meador. 2009. A Perspective on the Toxicity of Petrogenic PAHs to Developing Fish Embryos Related to Environmental Chemistry. *Human and Ecological Risk Assessment* 15 :1084-1098.

Carls, M.G., et J.F. Thedinga. 2010. Exposure of pink salmon embryos to dissolved polynuclear aromatic hydrocarbons delays development, prolonging vulnerability to mechanical damage. *Marine Environmental Research* 69 :318-325.

Caron, F. et D. Fournier. 1990. Rapport des travaux de recherche effectués sur le saumon atlantique de la rivière Jupiter, 1990. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la Gestion des espèces et des habitats, Service de la faune aquatique, Québec. 55 p.

Caron, F., P.M. Fontaine et S.É. Picard. 1999. Seuil de conservation et cible de gestion pour les rivières à saumon (*Salmo salar*) du Québec. Faune et Parcs Québec, Direction de la faune et des habitats. 48 p.

COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. I + 162 p. ([www.registrelep.gc.ca/Status/Status\\_f.cmf](http://www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cmf)).

Dionne, M., F. Caron, J. Dodson et L. Bernatchez. 2008. Landscape genetics and hierarchical genetic structure in Atlantic salmon: the interaction of gene flow and local adaptation. *Molecular Ecology* 17: 2382-2396.

Dionne, M. et V. Cauchon. 2015. Écologie et évolution des populations témoins de saumon atlantique au Québec : rapport de recherche 2014, Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, 86 p.

Di Toro, D.M., J.A. McGrath, et D.J. Hansen. 2000. Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. I. Water and tissue. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19 :1951-1970.

Dubé, S. 2013. Évaluation du potentiel de rétablissement de la population de saumon atlantique de l'île d'Anticosti: habitat et menaces. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO. Document de recherche 2012/170. iv + 19 p.

Dunn, B. P. 1991. Carcinogen adducts as an indicator for the public-health risks of consuming carcinogen-exposed fish and shellfish. *Environmental Health Perspectives* 90:111-116.

EcoTec Consultants et Écoressources Inc. 2013. Évaluation des retombées économiques de la pêche au saumon sur l'île d'Anticosti. Étude menée pour La Société d'établissements de plein air du Québec (Sépaq). Mars 2013, Québec. 8 p.

Gagnon, M.M., et D.A. Holdway. 1998. MFO induction in Atlantic salmon (*Salmo salar*) during and after exposure to Bass Strait crude oil. *Australasian Journal of Ecotoxicology* 4 :29-35.

Genualdi, S., L. DeJager, et T. Begley. 2013. Assessments and Improvements in Methods for Monitoring Seafood Safety in Response to the Deepwater Horizon Oil Spill. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 61 :3542-3547.

Gibson. R.J. 1993. The Atlantic salmon in freshwater: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology Fisheries* 3:39-73.

Gingras, A, A. Malouin et F. Caron. 1993. Synthèse des travaux sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) de la rivière Jupiter, Anticosti. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale des opérations régionales. Région Côte-Nord, Québec. 37 p.

Gouvernement du Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), Direction du patrimoine écologique et des parcs (DPEP)

(2011). Cadre de référence hydrologique du Québec (CRHQ) [Données numériques vectorielles]. MDDEFP-DPEP, 1/20 000, Québec, Québec.

Gundersen, D.T., S.W. Kristanto, L.R. Curtis, S.N. AlYakoob, M.M. Metwally, et D. AlAjmi. 1996. Subacute toxicity of the water-soluble fractions of Kuwait crude oil and partially combusted crude oil on *Menidia beryllina* and *Palaemonetes pugio*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31 :1-8.

Hahn, M.E., A. Poland, E. Glover, et J.J. Stegeman. 1994. Photoaffinity labelling of the Ah receptor: phylogenetic survey of diverse vertebrate and invertebrate species. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 310 :218-228.

Hawkins, S.A., S.M. Billiard, S.P. Tabash, R. . Brown, et P.V. Hodson. 2002. Altering cytochrome p4501a activity affects polycyclic aromatic hydrocarbon metabolism and toxicity in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 21 :1845-1853.

Heintz, R.A., J.W. Short, et S.D. Rice. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part II. Increased mortality of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) embryos incubating downstream from weathered Exxon Valdez crude oil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18 : 494-503.

Heras, H., R.G. Ackman, et E.J. Macpherson. 1992. Tainting of Atlantic salmon (*Salmo salar*) by petroleum-hydrocarbons during a short-term exposure. *Marine Pollution Bulletin* 24 :310-315.

Hook, S.E., M.A. Lampi, E.J. Febbo, J.A. Ward, et T.F. Parkerton. 2010. Hepatic gene expression in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to different hydrocarbon mixtures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29 :2034-2043.

Incardona, J.P., T.K. Collier, et N.L. Scholz. 2004. Defects in cardiac function precede morphological abnormalities in fish embryos exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Toxicology and Applied Pharmacology* 196 :191-205.

Jensen, N.R., et K.C. Collins. 2003. Time required for yolk coagulation in pink salmon and steelhead eggs exposed to mechanical shock. *North American Journal of Aquaculture* 65 :339-343.

Jonsson, G., R.K. Bechmann, S.D. Bamber, et T. Baussant. 2004. Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) exposed to contaminated seawater. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 :1538-1548.

Khan, R.A. 2003. Health of flatfish from localities in Placentia Bay, Newfoundland, contaminated with petroleum and PCBs. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44 :485-492.

Laycock, N.L.C., K. Schirmer, N.C. Bols, et J.G. Sivak. 2000. Optical properties of rainbow trout lenses after in vitro exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in the presence or absence of ultraviolet radiation. *Experimental Eye Research* 70 :205-214.

Le Bihanic, F., B. Morin, X. Cousin, K. Le Menach, H. Budzinski, et J. Cachot. 2014. Developmental toxicity of PAH mixtures in fish early life stages. Part I: adverse effects in rainbow trout. *Environmental Science and Pollution Research* 21 :13720-13731.

Lemke, M.A., et C.J. Kennedy. 1997. The uptake, distribution and metabolism of benzo a pyrene in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) during the parr-smolt transformation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16 :1384-1388.

Lessard, R.R., et G. Demarco. 2000. The significance of oil spill dispersants. *Spill Science & Technology Bulletin* 6 :59-68.

Lévesque, F. R. Le Jeune et G. Shooner. 1985. Synthèse des connaissances sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) au stade post-fraie. *Rapp. Manus. Can. Sci. halieut. Aquat.* 1827: vi + 34 p.

Li, H., et M.C. Boufadel. 2010. Long-term persistence of oil from the Exxon Valdez spill in two-layer beaches. *Nature Geoscience* 3 :96-99.

Lin, C.Y., B.S. Anderson, B.M. Phillips, A.C. Peng, S. Clark, J. Voorhees, H.-D.I. Wu, M.J. Martin, J. McCall, C.R. Todd, F. Hsieh, D. Crane, M.R. Viant, M.L. Sowby, et R.S. Tjeerdema. 2009. Characterization of the metabolic actions of crude versus dispersed oil in salmon smolts via NMR-based metabolomics. *Aquatic Toxicology* 95 :230-238.

Logan, D. T. 2007. Perspective on ecotoxicology of PAHs to fish. *Human and Ecological Risk Assessment* 13: 302-316.

Marty, G.D., J.W. Short, D.M. Dambach, N.H. Willits, R.A. Heintz, S.D. Rice, J.J. Stegeman, et D.E. Hinton. 1997. Ascites, premature emergence, increased gonadal cell apoptosis, and cytochrome P4501A induction in pink salmon larvae continuously exposed to oil-contaminated gravel during development. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 75:989-1007.

Meador, J.P., J.E. Stein, W.L. Reichert, et U. Varanasi. 1995. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Marine Organisms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* <D> 143:79-165.

Meador, J.P., F.C. Sommers, G.M. Ylitalo, et C.A. Sloan. 2006. Altered growth and related physiological responses in juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63 :2364-2376.

Moles, A., S.D. Rice, et S. Korn. 1979. Sensitivity of Alaskan freshwater and anadromous fishes to Prudhoe Bay crude-oil and benzene. *Transactions of the American Fisheries Society* 108:408-414.

Moles, A., M.M. Babcock, et S.D. Rice. 1987. Effects of oil exposure on pink salmon, *Oncorhynchus gorboscha*, alevins in a simulated intertidal environment. *Marine Environmental Research* 21 :49-58.

Morrow, J.E., R.L. Gritz, et M.P. Kirton. 1975. Effects of some components of crude-oil on young coho salmon. *Copeia* :326-331.

Navas, J.M., et H. Segner. 2000. Antiestrogenicity of beta-naphthoflavone and PAHs in cultured rainbow trout hepatocytes: evidence for a role of the arylhydrocarbon receptor. *Aquatic Toxicology* 51 :79-92.

Nixon, Z., J. Michel, M.O. Hayes, G.V. Irvine, et J. Short. 2013. Geomorphic Factors Related to the Persistence of Subsurface Oil from the Exxon Valdez Oil Spill. *Journal of Coastal Research*:115-127.

OCSAN. 2010. Directives OCSAN - Protection, Restauration et Mise en valeur de l'habitat du saumon atlantique. North Atlantic Salmon Conservation Organization (NASCO) /Organisation pour la Conservation du Saumon de l'Atlantique Nord (OCSAN), Édimbourg, Écosse, Royaume-Uni. Document du Conseil de l'OCSAN CNL(10)51. 12p.

Ovidio, M., E.C. Enders, E.J. Hallot, M.L. Roy, J.-C. Philippart, F. Petit, et A.G. Roy. 2007. Mobility and home-range use of Atlantic salmon parr over short time scales. *Aquatic Living Resources* 20 :95-101.

Page, D.S., P.M. Chapman, P.F. Landrum, J. Neff, et R. Elston. 2012. A Perspective on the Toxicity of Low Concentrations of Petroleum-Derived Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Early Life Stages of Herring and Salmon. *Human and Ecological Risk Assessment* 18 :229-260.

Palm, R.C., D.B. Powell, A. Skillman, et K. Godtfredsen. 2003. Immunocompetence of juvenile chinook salmon against *Listonella anguillarum* following dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 :2986-2994.

Perhar, G., et G.B. Arhonditsis. 2014. Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge. *Journal of Great Lakes Research* 40:56-72.

Peterson, C.H., S.D. Rice, J.W. Short, D. Esler, J.L. Bodkin, B.E. Ballachey, et D.B. Irons. 2003. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science* 302:2082-2086.

Ramachandran, S.D., P.V. Hodson, C.W. Khan, et K. Lee. 2004. Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59 :300-308.

Ramachandran, S.D., M.J. Sweezey, P.V. Hodson, M. Boudreau, S.C. Courtenay, K. Lee, T. King, et J.A. Dixon. 2006. Influence of salinity and fish species on PAH uptake from dispersed crude oil. *Marine Pollution Bulletin* 52 :1182-1189.

Rasanen, K., T. Arsiola, et A. Oikari. 2012. Fast Genomic Biomarker Responses of Retene and Pyrene in Liver of Juvenile Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89 :733-738.

Reynaud, S., C. Duchiron, et P. Deschaux. 2004. 3-Methylcholanthrene induces lymphocyte and phagocyte apoptosis in common carp (*Cyprinus carpio* L) in vitro. *Aquatic Toxicology* 66:307-318.

Reynaud, S., et P. Deschaux. 2006. The effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on the immune system of fish: A review. *Aquatic Toxicology* 77 :229-238.

Rice, C.A., M.S. Myers, M.L. Willis, B.L. French, et E. Casillas. 2000. From sediment bioassay to fish biomarker - connecting the dots using simple trophic relationships. *Marine Environmental Research* 50 :527-533.

Rice, S.D., R.E. Thomas, M.G. Carls, R.A. Heintz, A.C. Wertheimer, M.L. Murphy, J.W. Short, et A. Moles. 2001. Impacts to Pink Salmon Following the Exxon Valdez Oil Spill: Persistence, Toxicity, Sensitivity, and Controversy. *Reviews in Fisheries Science* 9: 165-211.

Ross, P.S., C.J. Kennedy, L.K. Shelley, K.B. Tierney, D.A. Patterson, W.L. Fairchild, et R.W. Macdonald. 2013. The trouble with salmon: relating pollutant exposure to toxic effect in species with transformational life histories and lengthy migrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70 :1252-1264.

Rudolph, A., R. Yanez, L. Troncoso, et R. Gonzalez. 2002. Stimulation of enzymatic defense mechanisms and appearance of liver damage in juvenile trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to water-accommodated trace petroleum residues. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 68 :644-651.

Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce au Canada. Bulletin 184, Ministère de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer, Ottawa, 1026 p.

Seubert, J.M., et C.J. Kennedy. 1997. The toxicokinetics of benzo a pyrene in juvenile coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, during smoltification. *Fish Physiology and Biochemistry* 16 :437-447.

Stagg, R.M., J. Rusin, M.E. McPhail, A.D. McIntosh, C.F. Moffat, et J.A. Craft. 2000. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on expression of CYP1A in salmon (*Salmo salar*) following experimental exposure and after the Braer oil spill. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:2797-2805.

Stickler, M., E.C. Enders, C.J. Pennell, D. Cote, K.T. Alfredsen, et D.A. Scruton. 2008. Habitat use of Atlantic salmon *Salmo salar* parr in a dynamic winter environment: the influence of anchor-ice dams. *Journal of Fish Biology* 73 :926-944.

Thomas, R.E., et S.D. Rice. 1987. Effect of water-soluble fraction of Cook Inlet crude-oil on swimming performance and plasma-cortisol in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Comparative Biochemistry and Physiology C-Pharmacology Toxicology & Endocrinology* 87:177-180.

Thorstad, E.B., F. Whoriskey, A.H. Rikardsen et K. Aarestrup. 2011. Aquatic Nomads: The Life and Migrations of the Atlantic Salmon. Dans *Atlantic Salmon Ecology*, édité par O. Aas, S. Einum, A. Klemetsen et J. Skurldal. Ames. Iowa: Blackwell Pub. 132 p.

Truscott, B., J.M. Walsh, M.P. Burton, J.F. Payne, et D.R. Idler. 1983. Effect of acute exposure to crude petroleum on some reproductive hormones in salmon and flounder. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Pharmacology Toxicology & Endocrinology* 75 :121-130.



Vanleeuwen, C.J., P.T.J. Vanderzandt, T. Aldenberg, H.J.M. Verhaar, et J.L.M. Hermens. 1992. Application of QSARs, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment. 1. Narcotic industrial pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11 :267-282.

Van Scoy, A.R., C.Y. Lin, B.S. Anderson, B.M. Philips, M.J. Martin, J. McCall, C.R. Todd, D. Crane, M.L. Sowby, M.R. Viant, et R.S. Tjeerdema. 2010. Metabolic responses produced by crude versus dispersed oil in Chinook salmon pre-smolts via NMR-based metabolomics. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73 :710-717.

Vignier, V., J.H. Vandermeulen, et A.J. Fraser. 1992. Growth and food conversion by Atlantic salmon parr during 40 days exposure to crude oil. *Transactions of the American Fisheries Society* 121 :322-332.

Vosyliene, M.Z., N. Kazlauskienė, et K. Jokšas. 2005. Toxic effects of crude oil combined with oil cleaner simple green on yolk-sac larvae and adult rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Environmental Science and Pollution Research* 12 :136-139.

Weber, D.D., D.J. Maynard, W.D. Gronlund, et V. Konchin. 1981. Avoidance reactions of migrating adult salmon to petroleum hydrocarbons. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38 :779-781.

Wertheimer, A.C., et A.G. Celewycz. 1996. Abundance and growth of juvenile pink salmon in oiled and non-oiled locations of western Prince William Sound after the Exxon Valdez oil spill. In *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium*, edited by S. D. Rice, R. B. Spies, D. A. Wolfe and B. A. Wright.

Whitehouse, B.G., 1984. The effects of temperature and salinity on the aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Marine Chemistry* 14: 319-332.

Wu, D., Z. Wang, B. Hollebø, S. McIntosh, T. King, and P.V. Hodson. 2012. Comparative toxicity of four chemically dispersed and undispersed crude oils to rainbow trout embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31 :754-765.

Zhou, S., H. Heras, et R.G. Ackman. 1997. Role of adipocytes in the muscle tissue of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the uptake, release and retention of water-soluble fraction of crude oil hydrocarbons. *Marine Biology* 127 :545-553.