
Revue des sciences de l'eau

Utilisation des poissons pour évaluer les effets biologiques des contaminants dans l'estuaire du Saint-Laurent et le fjord du Saguenay

Catherine M. Couillard

Volume 22, Number 2, 2009

URI: id.erudit.org/iderudit/037486ar
<https://doi.org/10.7202/037486ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN 0992-7158 (print)
1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Couillard, C.-M. (2009). Utilisation des poissons pour évaluer les effets biologiques des contaminants dans l'estuaire du Saint-Laurent et le fjord du Saguenay. *Revue des sciences de l'eau*, 22(2), 291-314. <https://doi.org/10.7202/037486ar>

Article abstract

Aquatic organisms in the St. Lawrence Estuary (SLE) and the Saguenay Fjord (SF) are exposed to complex mixtures of toxic compounds which can have deleterious impacts on populations, alone or in combination with other environmental factors. The purpose of this paper is to summarize information about biological effects of contaminants in the SLE and SF obtained using sentinel fish species. Three case studies demonstrate the complementary nature of the information acquired using different sentinel species. Studies in American eel (*Anguilla rostrata*) show how migratory fish can be an important vector of contamination for high level predators in the SLE. Preneoplastic liver lesions in migrating eels, likely related to an exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in their growing areas, are an example of a long-term effect of contaminants which do not persist in fish tissues. DNA adducts were detected in resident SLE Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) and can be used to compare the level of exposure to genotoxic PAHs between the SLE and other estuaries of the Atlantic coast. Studies in tomcod have also revealed an interaction between their winter fasting period and persistent organic compounds (POPs) leading to a transitory increase in concentrations of POPs in the liver and to hepatic dysfunction. Field samplings in association to *in situ* cage exposures and laboratory experiments have been used in American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) exposed to contaminated sediments from Baie des Anglais, to demonstrate immune alterations causing increased susceptibility to infectious diseases. Future studies on biological effects of contaminants in fish in the SLE and SF should pursue the development of biomarkers for different groups of contaminants, and use them in key fish species, sampled at critical stages of their life cycle, in studies combining different multistressors experimental approaches to field monitoring.

This document is protected by copyright law. Use of the services of Érudit (including reproduction) is subject to its terms and conditions, which can be viewed online. [<https://apropos.erudit.org/en/users/policy-on-use/>]

Érudit

This article is disseminated and preserved by Érudit.

Érudit is a non-profit inter-university consortium of the Université de Montréal, Université Laval, and the Université du Québec à Montréal. Its mission is to promote and disseminate research. www.erudit.org

UTILISATION DES POISSONS POUR ÉVALUER LES EFFETS BIOLOGIQUES DES CONTAMINANTS DANS L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT ET LE FJORD DU SAGUENAY *

Use of fish to assess biological effects of contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord

CATHERINE M. COUILLARD

Institut Maurice-Lamontagne, Pêches et Océans Canada, 850, route de la Mer, Mont-Joli (Québec) Canada

Reçu le 1 mai 2008, accepté le 14 octobre 2008

RÉSUMÉ

Les organismes aquatiques de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) et du fjord du Saguenay (FS) sont exposés à des mélanges complexes de composés toxiques pouvant avoir un impact sur les populations, seuls ou en interaction avec d'autres facteurs environnementaux. L'objectif de cet article est de résumer l'information sur les effets biologiques des contaminants dans l'ESL et le FS obtenue à l'aide de poissons sentinelles. Trois études de cas démontrent la complémentarité de l'information obtenue avec différentes espèces. Les études sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) montrent comment des poissons migrateurs peuvent être un vecteur important de contamination pour les prédateurs de haut niveau trophique de l'ESL. Des lésions prénéoplasiques au foie chez les anguilles en migration, probablement liées à une exposition aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sur leurs aires de croissance, sont un exemple d'effet à long terme de contaminants qui ne persistent pas dans les tissus des poissons. La présence d'adduits à l'ADN a été démontrée chez les poulamons atlantiques (*Microgadus tomcod*) résidents dans l'ESL et permet de comparer les niveaux d'exposition aux

HAP génotoxiques entre l'ESL et d'autres estuaires de la côte Atlantique. Les études sur le poulamon ont aussi révélé une interaction entre leur période de jeûne hivernal et les produits organiques persistants (POP) menant à une augmentation transitoire des concentrations de POP dans le foie et à une dysfonction hépatique. Des échantillonnages sur le terrain, couplés à des expositions en cages *in situ* et à des expériences en laboratoire, ont permis de mettre évidence chez des plies canadiennes (*Hipoglossoides platessoides*) exposées à des sédiments contaminés de la baie des Anglais, des altérations immunitaires causant une augmentation de la susceptibilité aux maladies infectieuses. Les futures études devraient poursuivre le développement de biomarqueurs pour différents groupes de contaminants et les utiliser chez des espèces de poissons clés, à des stades sensibles de leur cycle de vie, en combinant différentes approches expérimentales multistressors à des études de surveillance sur le terrain.

Mots clés : estuaire du Saint-Laurent, biomarqueurs, composés organiques, hydrocarbures aromatiques polycycliques, biphényles polychlorés, anguille d'Amérique, poulamon Atlantique, plie canadienne.

* Parc marin Saguenay–Saint-Laurent

*Auteur pour correspondance :

Téléphone: 418 775-0681

Télécopie: 418 775-0718

Courriel: catherine.couillard@dfo-mpo.gc.ca

ISSN : 1718-8598

Revue des Sciences de l'Eau 22(2) (2009) 291-314

ABSTRACT

Aquatic organisms in the St. Lawrence Estuary (SLE) and the Saguenay Fjord (SF) are exposed to complex mixtures of toxic compounds which can have deleterious impacts on populations, alone or in combination with other environmental factors. The purpose of this paper is to summarize information about biological effects of contaminants in the SLE and SF obtained using sentinel fish species. Three case studies demonstrate the complementary nature of the information acquired using different sentinel species. Studies in American eel (*Anguilla rostrata*) show how migratory fish can be an important vector of contamination for high level predators in the SLE. Preneoplastic liver lesions in migrating eels, likely related to an exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in their growing areas, are an example of a long-term effect of contaminants which do not persist in fish tissues. DNA adducts were detected in resident SLE Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) and can be used to compare the level of exposure to genotoxic PAHs between the SLE and other estuaries of the Atlantic coast. Studies in tomcod have also revealed an interaction between their winter fasting period and persistent organic compounds (POPs) leading to a transitory increase in concentrations of POPs in the liver and to hepatic dysfunction. Field samplings in association to *in situ* cage exposures and laboratory experiments have been used in American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) exposed to contaminated sediments from Baie des Anglais, to demonstrate immune alterations causing increased susceptibility to infectious diseases. Future studies on biological effects of contaminants in fish in the SLE and SF should pursue the development of biomarkers for different groups of contaminants, and use them in key fish species, sampled at critical stages of their life cycle, in studies combining different multistressors experimental approaches to field monitoring.

Keywords : *St. Lawrence Estuary, Fish, biomarkers, Organic compounds, Polycyclic aromatic hydrocarbons, Polychlorinated biphenyls, American eel, Atlantic tomcod, American plaice*

1. INTRODUCTION

L'estuaire du Saint-Laurent (ESL) est l'un des plus grands estuaires de l'Amérique du Nord. Il est alimenté en eaux douces principalement par le fleuve Saint-Laurent qui draine les Grands Lacs, et par la rivière Saguenay, son plus important tributaire. Il abrite une faune aquatique riche et diversifiée, incluant une population endémique de mammifères marins, les bélugas (*Delphinapterus leuca*), aujourd'hui menacée. Au début des années 1980, l'ESL et le fjord du Saguenay (FS) ont

reçu l'attention du monde entier lorsque des concentrations élevées de produits bioaccumulatifs toxiques (PBT) et de fortes prévalences de lésions incluant des cancers et de l'hermaphrodisme ont été rapportées chez le béluga (DE GUISE *et al.*, 1994, 1995; MARTINEAU *et al.*, 2002). Plusieurs populations de poissons de l'ESL, historiquement utilisées comme proies par les bélugas comme la morue franche (*Gadus morhua*), l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), sont en déclin (CASTONGUAY *et al.*, 1994a,b; COSEWIC, 2005). Différents facteurs ont été mis en cause comme la surpêche, la détérioration des habitats, des changements océanographiques à grande échelle ainsi que la pollution (ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DE L'ÉPERLAN ARC-EN-CIEL, 2003). L'ESL reçoit des quantités importantes de contaminants provenant des secteurs industrialisés des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, transportés par voies fluviale et atmosphérique (LEBEUF et NUENES, 2005). Des sources locales de contamination comprennent des industries comme des usines de pâtes et papiers et des alumineries, des rejets agricoles et municipaux, des ports, des marinas et du trafic maritime (VIGLINO *et al.*, 2006; WHITE et FRANK, 1997). Les rejets des PBT ont été réduits grâce à des règlements environnementaux mis en place au cours des dernières décennies. Depuis les années 1970, les concentrations de mercure (Hg), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), de biphényles polychlorés (BPC) ont baissé dans les sédiments et dans le biote (COSSA, 1990; LEBEUF *et al.*, 2007; SMITH et LEVY, 1990). Cependant, les organismes demeurent exposés à un mélange complexe de contaminants pouvant avoir un impact sur les populations, seuls ou en interaction avec d'autres facteurs environnementaux (COUILLARD *et al.*, 2008a, 2008b). Comme il est difficile de prédire les effets d'un mélange complexe de contaminants sur la base de concentrations chimiques tissulaires ou environnementales, un suivi de la santé des organismes de l'ESL et le FS s'impose.

Partout à travers le monde, les poissons sont utilisés comme indicateurs de changements environnementaux et écologiques dans les milieux estuariens (ex. HINCK *et al.*, 2008; MINIER *et al.*, 2000; WIRGIN *et al.*, 1994). Les poissons se retrouvent dans presque tous les habitats aquatiques. Leur taxonomie, leur histoire naturelle et leurs réponses aux stress environnementaux sont relativement bien connues, comparées à celles des invertébrés par exemple. Ils comprennent une variété d'espèces, sédentaires ou mobiles, et pouvant servir à détecter une contamination à une échelle locale, comme dans une baie, ou à une échelle plus grande, comme celle d'un estuaire. Plusieurs espèces peuvent être élevées en laboratoire ou gardées en cage dans le milieu naturel, ce qui permet une vérification expérimentale des relations de cause à effet. Enfin, les poissons ont une grande valeur pour la société tant pour des questions écologiques, économiques, récréatives, ou de conservation (WHITFIELD et ELLIOTT, 2002). En Amérique du Nord,

des études d'effets biologiques chez les poissons ont permis notamment de déceler, avant qu'elles ne soient détectables par des analyses chimiques, la présence de dioxines embryotoxiques dans les Grands Lacs (COOK *et al.*, 2003) et la présence de composés perturbant le système endocrinien dans les effluents de pâtes et papiers (MUNKITTRICK *et al.*, 1998).

Dans cet article, nous présentons une revue des travaux sur l'utilisation des poissons sentinelles pour évaluer les effets des contaminants sur la santé dans l'ESL et le FS. Nous présenterons les résultats d'études sur le terrain ainsi que certains travaux en laboratoire. L'information sur l'accumulation de produits toxiques dans les tissus des poissons de l'ESL et du FS est présentée seulement lorsqu'elle peut être liée à des risques d'effets chez les poissons ou chez leurs prédateurs. Enfin, nous discuterons des besoins futurs de recherche dans ce secteur de recherche.

2. CHOIX DES ESPÈCES SENTINELLES ET DES BIOMARQUEURS

L'espèce sentinelle idéale possède une distribution géographique étendue mais un domaine vital restreint. Elle est abondante et facile à capturer. De plus, elle devrait avoir une sensibilité démontrée aux perturbations environnementales et une physiologie bien connue (ELLIOTT *et al.*, 2003). Le tableau 1 présente les caractéristiques des principales espèces de poissons qui ont été utilisées comme sentinelles environnementales dans l'ESL et le FS pour détecter les effets biologiques des contaminants. Comme c'est le cas dans plusieurs autres zones estuariennes, plusieurs espèces longévives, benthiques, riches en gras, situées à un haut

niveau trophique et ayant la capacité d'accumuler de grandes concentrations de PBT ont été utilisées comme sentinelles dans l'ESL. Plusieurs des espèces étaient également diadromes. Ces espèces sont exposées à une grande gamme de contaminants au cours de leurs migrations entre les eaux douces et salées, et ont plusieurs stades de vie vulnérables impliquant des changements physiologiques complexes facilement perturbés (ROBINET et FEUNTEUN, 2002). Par ailleurs, une espèce de petite taille, sédentaire et facile à capturer, l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), a été récemment utilisée pour détecter les effets environnementaux de produits toxiques non persistants comme les rejets agricoles (COUILLARD *et al.*, 2004a). Ce type d'espèce sentinelle est de plus en plus utilisé en zones côtières et estuariennes pour surveiller les effets de contaminants non persistants et causant des perturbations endocriniennes (GRAY *et al.*, 2002; LEBLANC *et al.*, 1997; POTTINGER *et al.*, 2002).

Les contaminants peuvent affecter la santé des organismes de façon directe par de la toxicité, ou indirecte en affectant d'autres organismes proies, prédateurs ou compétiteurs ou en causant une détérioration de l'habitat. Des biomarqueurs permettent de détecter les effets directs des contaminants. Il s'agit de réponses biologiques allant de l'échelle moléculaire à physiologique ou comportementale, pouvant être reliées à une exposition à des contaminants environnementaux, à leurs effets toxiques ou à des processus d'adaptation ou de réparation (THOMPSON *et al.*, 2007; VAN DER OOST *et al.*, 2003). Certains biomarqueurs peuvent indiquer une exposition à des classes spécifiques de composés ou pointer vers certains mécanismes d'action. Des trousseaux de biomarqueurs peuvent être utilisés pour faire le lien de cause à effet entre une exposition à des HAP cancérigènes et le développement de tumeurs hépatiques chez les poissons (Figure 1). Chez les poissons et les mammifères, les HAP sont métabolisés dans le foie par le cytochrome

Tableau 1. Caractéristiques des espèces de poissons utilisées comme sentinelles environnementales dans l'estuaire du Saint-Laurent (ESL).
Table 1. Characteristics of the fish species used as environmental sentinels in the St. Lawrence Estuary.

Espèce	Mode de vie ^a	Habitat ^a	Longévité	- Salinité ^a - Profondeur (m) ^a	Niveau trophique (Taille des poissons)	% gras
Anguille d'Amérique <i>Anguilla rostrata</i>	Catadrome	Démersale	7-30 ans ^b Max. 43 ans ^a	- Eaux douces, saumâtres et marines - 0-464 m	4,1 (715-1040 mm) ^d	Muscle : 24,0±4,8 ^f Entier : 13,3±0,3 ^g
Épinoche à trois épines <i>Gasterosteus aculeatus</i>	Anadrome	Benthopélagique	3-3,5 ans ^c Max. 8 ans ^a	- Eaux douces, saumâtres et côtières (marines) - 0-100 m	3,5-3,7 (adultes) ^e	---
Plie canadienne <i>Hypoglossoides platessoides</i>	Océanodrome	Démersale	Max. 30 ans ^a	- Marine - 90-250 m	4 (184-206 mm) ^d 4,1 (232-315 mm) ^d 4,2 (335-410 mm) ^d	Muscle : 0,71±0,45 ^f Foie : 10,8±5,5 ^f Entier : 1,5±0,1 ^g
Plie lisse <i>Liopsetta putmani</i>	Océanodrome	Démersale	---	- Saumâtre et côtières (marines) - 0-27 m	4,5 (316-334 mm) ^d	Foie : 5,5±1,6 ^f
Poulamon atlantique <i>Microgadus tomcod</i>	Anadrome	Démersale	4-8 ans ^c	- Eaux douces, saumâtres et côtières (marines) - 0-69 m	4,1 (88-107 mm) ^d 4,5 (270-330 mm) ^d	Foie : 37,2±9,3 ^h Entier : 2,2±0,2 ^g

^a FISHBASE (<http://www.fishbase.org/search.php>); ^b CASTONGUAY *et al.* (1994a); ^c SCOTT et SCOTT (1988); ^d LESAGE *et al.* (2001); ^e WALSH et FITZGERALD (1984); ^f LEBEUF, M., données non publiées; ^g NOZÈRES (2006); ^h COUILLARD *et al.* (2004b).

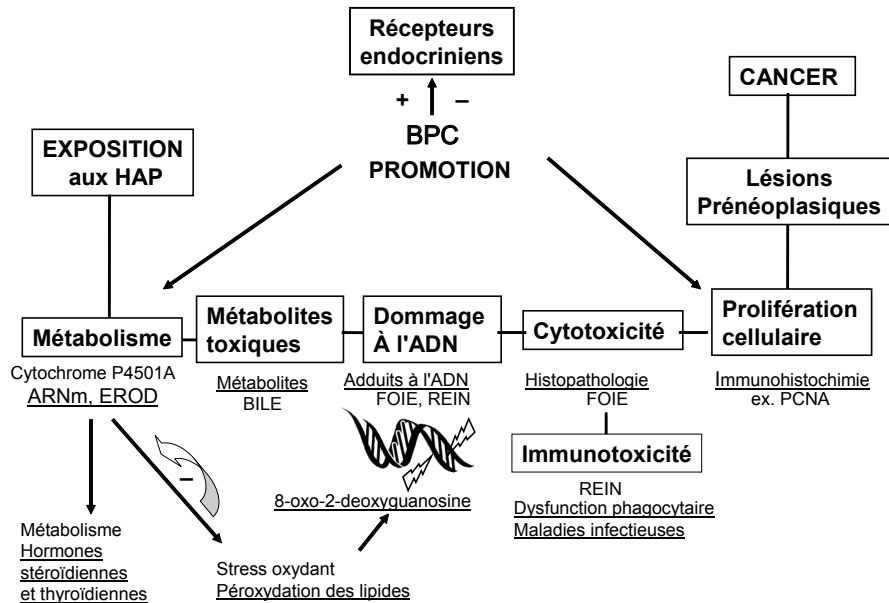


Figure 1. Trousse de biomarqueurs (soulignés) utilisée pour mesurer l'exposition et les effets des HAP chez les poissons (MYERS *et al.*, 2003). Les BPC peuvent promouvoir le cancer en causant une induction des enzymes métabolisants, un stress oxydant et une augmentation du taux de prolifération cellulaire (BROWN *et al.*, 2007).

Biomarker (underlined) suites used to measure exposure and effects of PAHs in fish and potential interactions with PCBs (MYERS et al., 2003). PCBs can promote cancer by causing induction of metabolizing enzymes, oxidative stress and enhanced cell proliferation rate (BROWN et al., 2007).

P4501A (CYP1A) en métabolites électrophiles qui forment des adduits à l'ADN, causant des mutations pouvant mener à des lésions pré-néoplasiques et néoplasiques au foie (MYERS *et al.*, 2003). L'induction du CYP1A peut aussi être liée à d'autres dommages comme une oxydation des membranes cellulaires, une perturbation du métabolisme de différentes hormones et des dysfonctions immunitaires (VAN DER OOST *et al.*, 2003). Les biomarqueurs diffèrent en fonction de leur sensibilité, spécificité, temps de réponse et pertinence écologique. En général, les biomarqueurs biochimiques ou biomoléculaires comme le CYP1A et les adduits à l'ADN sont des réponses à court terme (jours/semaines), plus sensibles et spécifiques, mais d'une pertinence écologique plus faible, comparés aux biomarqueurs bioénergétiques ou histopathologiques comme les tumeurs hépatiques qui ont un impact sur la survie (VAN DER OOST *et al.*, 2003). Le tableau 2 présente les principaux biomarqueurs qui ont été utilisés dans l'ESL pour détecter les effets des contaminants chez des poissons sentinelles. La plupart des biomarqueurs utilisés visaient à détecter l'exposition et les effets des composés organiques tels les HAP ou les BPC. Des études en cours utilisent des marqueurs d'exposition à des composés perturbant le système endocrinien chez l'épinoche (COUILLARD *et al.*, 2007b; LE MER *et al.*, 2007) et la plie lisse (*Liopsetta putmani*) (ROY *et al.*, 2001 et 2004).

Les études réalisées dans l'ESL au cours des 20 dernières années sur une variété d'espèces de poissons sentinelles ont

apporté plusieurs informations concernant les effets biologiques des contaminants. Trois études de cas présentent les principaux résultats obtenus. Ces exemples permettent de comparer et de démontrer la complémentarité d'études réalisées avec des espèces ayant des caractéristiques biologiques différentes.

3. ÉTUDE DE CAS N° 1 - L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE

3.1 Cycle de vie et caractéristiques de l'anguille comme espèce sentinelle

L'anguille est une espèce catadrome qui grandit en eaux douces et en eaux saumâtres, sur toute la côte est de l'Amérique du Nord (Tableau 1). Dans le système hydrographique du Saint-Laurent, seules des anguilles femelles sont présentes et les aires de croissances privilégiées étaient dans le lac Ontario et en partie amont du fleuve Saint-Laurent. Chaque année, à l'automne, les anguilles matures (âgées de 7 à 30 ans) entreprennent une migration vers la mer des Sargasses où elles fraient et meurent. Elles traversent alors l'ESL où elles font l'objet d'une pêche commerciale. Vers le milieu des années 1980, on a observé une chute marquée (98 %) dans le recrutement des

Tableau 2. Biomarqueurs recommandés par le Conseil international pour l'exploration des mers (CIEM) pour les programmes internationaux de surveillance environnementale avec les poissons et utilisés dans l'estuaire du Saint-Laurent (adapté de WGBEC, 2003).**Table 2. Biomarkers recommended by the International Council for the Exploration of the Sea (ICES) for international monitoring programs with fish, and which have been used in the St. Lawrence Estuary (adapted from WGBEC, 2003).**

Méthode	Contaminants visés	Signification biologique
Adduits à l'ADN par post-marquage au ³² P	HAP; nitrosamines; pesticides (triazines) et autres composés organiques génotoxiques	Mesure d'effets génotoxiques; peut prédire certaines pathologies (ex. lésions pré-néoplasiques et néoplasiques). Indicateur sensible d'exposition présente et passée.
Inhibition de l'acétylcholinestérase	Pesticides organophosphorés et carbamates et molécules semblables; peut-être certaines toxines algales	Mesure l'exposition
CYP1A (EROD ou ARNm)	Mesure l'induction d'enzymes qui métabolisent certains composés organiques planaires (ex. HAP, BPC coplanaires, dioxines, furannes)	Peut prédire certains effets sur la reproduction ou des pathologies (ex. cytotoxicité, lésions prénéoplasiques et néoplasiques). Indicateur sensible d'une exposition présente ou passée.
Métabolites de HAP dans la bile	HAP	Mesure l'exposition et le métabolisme des HAP
Lésions pré-néoplasiques et néoplasiques au foie	HAP; nitrosamines; pesticides (triazines) et autres composés organiques génotoxiques	Mesure les changements pathologiques associés à une exposition à des agents cancérigènes; peut être associé à la survie du poisson
Lésions externes et parasites	Répond à une grande variété de facteurs de stress environnementaux et de changements dans l'habitat	Réponse intégrée; mesure générale de la santé des poissons; des prévalences élevées peuvent indiquer une exposition à des contaminants affectant le système immunitaire
Induction de la vitellogénine chez les poissons mâles ou les immatures	Substances estrogéniques	Indique une exposition à des composés estrogéniques; peut prédire certains problèmes de reproduction
Intersexe	Substances estrogéniques	Indique une exposition à des composés estrogéniques; peut prédire certains problèmes de reproduction

anguilles du Saint-Laurent et ensuite dans les débarquements commerciaux. Plusieurs facteurs peuvent avoir contribué à ce déclin, notamment la surpêche, la destruction et modification des habitats, des barrières à la migration, des espèces invasives, des changements océanographiques et la contamination chimique (CASTONGUAY *et al.*, 1994a, 1994b). Comme les anguilles sont des prédateurs benthiques, de haut niveau, avec un fort contenu en gras et qui ne se reproduisent qu'une fois, elles accumulent de fortes concentrations de PBT (BELPAIRE et GOEMANS, 2007). Leurs migrations à grande échelle et leur cycle de vie catadrome augmentent les risques d'exposition et d'effets des contaminants (Figure 2; ROBINET et FEUNTEUN, 2002). Dans l'ESL, les études écotoxicologiques ont été réalisées sur des anguilles argentées en migration. Ces anguilles provenaient majoritairement du lac Ontario et de la partie amont du Saint-Laurent et reflétaient l'état de contamination de cette aire de croissance plutôt que du site de capture dans l'ESL (COUILLARD *et al.*, 1997).

3.2 Les anguilles comme source de contamination des prédateurs de haut niveau

L'anguille de l'ESL est un exemple de poisson migrateur agissant comme vecteur de contamination à partir des eaux douces vers les eaux marines, comme il a été démontré pour les saumons du Pacifique dans le sens inverse en transférant

des contaminants de l'océan vers leurs sites de ponte dans les rivières (GREGORY-EAVES *et al.*, 2007). Les anguilles sont une proie potentielle du béluga du Saint-Laurent pour lequel elles sont une source de contaminants. En 1990, des anguilles argentées ont été échantillonnées dans l'ESL à Kamouraska et à un site témoin (Rivière-aux-Pins, QC, Canada) afin de mesurer les concentrations tissulaires de contaminants pour évaluer les risques d'effets toxiques chez les anguilles et leurs prédateurs (HODSON *et al.*, 1992, 1994a). Cette étude a confirmé le fait que les anguilles étaient une des proies potentielles du béluga les plus contaminées, avec des concentrations de BPC environ dix fois plus élevées que d'autres poissons de l'estuaire (Figure 3; HICKIE *et al.*, 2000). Toutes les anguilles échantillonnées avaient des concentrations de BPC qui excédaient les concentrations totales de 100 µg BPC•kg⁻¹ dans la diète recommandée par l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQGL) pour protéger la santé des oiseaux et mammifères piscivores (INTERNATIONAL JOINT COMMISSION, 1989). Des altérations du système immunitaire et des problèmes de reproduction ont été démontrés expérimentalement chez des phoques (VAN LOVEREN *et al.*, 2000) ou des visons (BASU *et al.*, 2007) nourris avec des poissons contaminés avec des composés organochlorés. Un modèle mathématique a permis d'estimer que pour un individu mâle béluga pour lequel les anguilles représenteraient environ 3 % du régime annuel dans le milieu des années 1980, 45 % de la charge de BPC pourrait être attribuable à la consommation d'anguilles (HICKIE *et al.*, 2000). Par ailleurs, les teneurs de

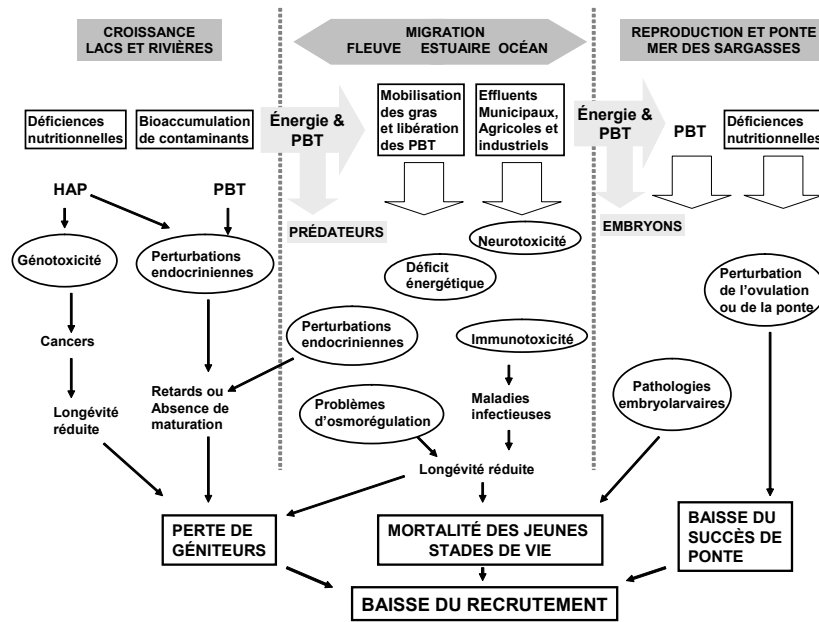


Figure 2. Modèle présentant différentes hypothèses sur le rôle possible des contaminants dans la baisse de recrutement observée chez les anguilles d'Amérique de l'estuaire du Saint-Laurent, à différents stades de leur cycle de vie.

Model presenting different hypotheses on the possible role of contaminants in the recruitment decline observed in St. Lawrence Estuary American eel, at different stages of their life cycle.

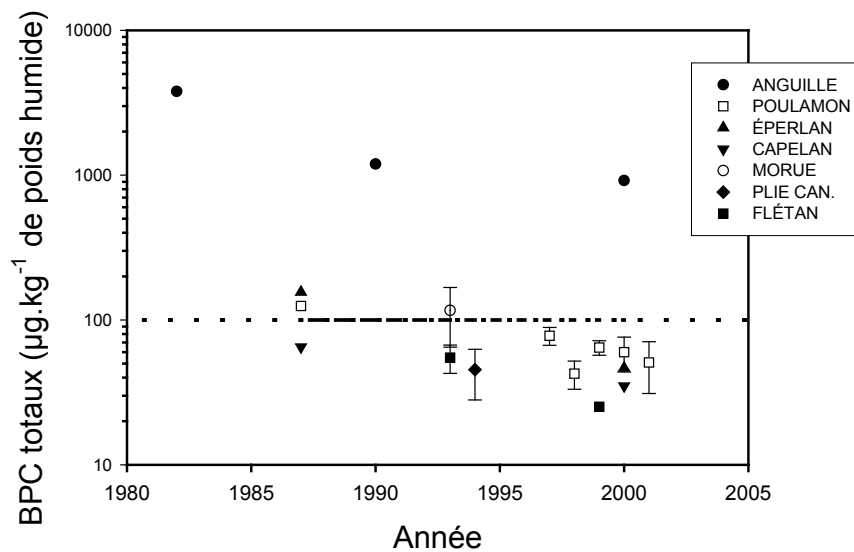


Figure 3. Concentrations de BPC (moyennes et écarts-types ou moyennes seulement) dans le corps entier de différentes espèces de poissons capturés dans l'estuaire du Saint-Laurent de 1982 à 2001. Les données pour l'anguille d'Amérique viennent de DESJARDINS *et al.* (1983) et HODSON *et al.* (1992), pour le poulamon Atlantique de GAGNON *et al.* (1990) et de COUILLARD *et al.* (2004b); pour l'éperlan arc-en-ciel et le capelan de GAGNON *et al.* (1990) et LEBEUF *et al.* (2002) et pour la morue franche, la plie canadienne et le flétan du Groenland de LEBEUF *et al.* (1999, 2002). Lorsque des concentrations dans le muscle ou le foie étaient les seules disponibles, les concentrations dans le corps entier ont été estimées en fonction du pourcentage de gras dans le corps entier (NOZÈRES, 2006), en supposant une concentration uniforme dans les lipides de tous les tissus. La ligne de référence sur le graphe est le seuil de protection pour les oiseaux et les mammifères piscivores ($100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, INTERNATIONAL JOINT COMMISSION, 1989). Les BPC totaux sont rapportés comme la somme des Aroclors avant 1992 et ensuite comme la somme des 25 principaux congénères.

PCB concentrations (means and standard deviations or means alone) in the whole body of different fish species captured in the St. Lawrence Estuary from 1982 to 2001. Data from DESJARDINS *et al.* (1983) and HODSON *et al.* (1992) for American eel, GAGNON *et al.* (1990) and COUILLARD *et al.* (2004b) for Atlantic tomcod; GAGNON *et al.* (1990) and LEBEUF *et al.* (2002) for Rainbow smelt and Capelin and LEBEUF *et al.* (1999, 2002) for Atlantic cod, American plaice and Greenland halibut. When only liver or muscle concentrations were available, whole body concentrations were estimated in function of the percentage of fat in the whole body (NOZÈRES, 2006), assuming uniform concentrations in lipids in all tissues. The reference line on the graph is the protective threshold for piscivorous birds and mammals ($100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, INTERNATIONAL JOINT COMMISSION, 1989). Total PCBs are reported on an Aroclor basis prior to 1992 and then as the sum of 25 main congeners.

Hg dans la plupart des anguilles argentées échantillonnées en 1990 dans l'ESL excédaient aussi les seuils recommandés pour la protection de mammifères piscivores ($0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids humide (p.h.); YEARDLEY *et al.*, 1998). Comparées aux organochlorés, les concentrations de Hg accumulées dans les muscles des anguilles diffèrent moins de celles observées chez d'autres espèces de poissons (Figure 4A).

Des éthers diphényles bromés (EDB; $101 \pm 10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.h.) ont été détectés dans le muscle d'anguilles prélevées à Kamouraska en 1999-2000. En utilisant comme indicateur le ratio entre différents congénères de EDB chez diverses proies, comparé à celui observé chez le béluga, il semble que l'anguille d'Amérique ne constitue plus une partie importante de la diète du béluga (LAW *et al.*, 2003). Le déclin marqué du nombre d'anguilles en migration au cours des dernières années a donc grandement réduit l'importance de cette source de contamination par rapport aux autres espèces de poissons estuariens. Il nous reste à estimer quelles sont les conséquences globales tant au point de vue toxicologique qu'au point de vue nutritionnel de ce changement de diète du béluga.

3.3 Les effets potentiels des contaminants sur la santé des anguilles

À cause du manque d'études de toxicité sur les anguilles d'Amérique, il est difficile d'évaluer les risques d'effets toxiques pour les anguilles elles-mêmes, liés aux concentrations de PBT mesurées dans leurs carcasses. Les concentrations tissulaires de BPC chez les poissons pouvant être associées à des effets biologiques n'ont pas été établies précisément. En effet, leur toxicité dépend grandement de la composition du mélange de BPC et en particulier de la présence de BPC coplanaires induisant l'enzyme CYP1A, composés qui n'ont pas été mesurés chez les anguilles de l'ESL. Des effets biologiques chez les poissons comme des perturbations des systèmes endocriniens ou immunitaires sont souvent observés à des concentrations totales de BPC de $1000 \mu\text{g}/\text{kg}$ p.h. (JORGENSEN *et al.*, 1999), concentrations mesurées chez plusieurs anguilles (HODSON *et al.*, 1992; Figure 3). Par ailleurs, le seuil de protection pour les poissons adultes et juvéniles pour le Hg a été établi à $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h., avec des risques de perturbations endocriniennes et d'effets sur le développement embryonnaire au-dessus de ce seuil (BECKVAR *et al.*, 2005; SCHEUHAMMER *et al.*, 2007). Ce seuil est dépassé chez plusieurs anguilles (Figure 4A). Aucun changement histologique n'a toutefois été noté dans les ovaires des anguilles argentées capturées à Kamouraska (COUILLARD *et al.*, 1997). Comme seules les anguilles ayant mûri avec succès et ayant migré jusqu'à l'ESL ont été examinées, il n'est pas possible d'évaluer complètement l'effet des contaminants sur la maturation gonadique des anguilles en examinant seulement des anguilles argentées (Figure 2).

Des lésions pré-néoplasiques au foie et des foyers basophiles ont été observés chez les anguilles argentées capturées à Kamouraska en 1990 et indiquent que ces poissons ont été exposés à des HAP cancérigènes (Figure 1, Tableau 2; COUILLARD *et al.*, 1997). Quoique aucun HAP n'ait été détecté dans les tissus des anguilles (HODSON *et al.*, 1992), on considère que ces composés sont rapidement éliminés par les poissons même s'ils laissent des changements tissulaires irréversibles. Les anguilles jaunes en période de croissance avant la maturation ont des domaines vitaux restreints à quelques centaines de mètres. Il est donc possible de distinguer le site d'origine des anguilles argentées par leurs patrons et niveaux de contamination (CASTONGUAY *et al.*, 1989; MOREAU et BARBEAU, 1982). Ainsi, le Mirex, un pesticide dont l'utilisation et la production ont été restreintes à la région des Grands Lacs de 1959 à 1976, a été utilisé pour reconnaître les anguilles argentées provenant du secteur du lac Ontario (DUTIL *et al.*, 1985). Les lésions pré-néoplasiques au foie étaient plus fréquentes en fin de migration chez les anguilles les plus fortement contaminées au Mirex et provenant vraisemblablement du lac Ontario ou de la partie amont du fleuve Saint-Laurent (Figure 5, COUILLARD *et al.*, 1997). Des lésions semblables, associées à des lésions cancéreuses au foie, ont été décrites chez les meuniers noirs du Lac Ontario, dans le port d'Hamilton, fortement contaminé aux HAP (HAYES *et al.*, 1990). Les anguilles capturées en fin de migration avaient aussi des prévalences plus élevées de malformations vertébrales qui peuvent être causées par les contaminants mais aussi par une variété d'autres facteurs rencontrés en cours de migration ou sur les aires de croissance comme les barrages hydroélectriques et des déficiences alimentaires (COUILLARD *et al.*, 1997; DUTIL *et al.*, 1997a). Il est possible que les anguilles difformes ou malades se déplacent plus difficilement et aient tendance à se retrouver concentrées en queue du peloton migratoire. Les variations temporelles observées dans le niveau de contamination et l'état de santé des anguilles argentées échantillonnées à Kamouraska à différents moments de la saison de pêche (COUILLARD *et al.*, 1997), illustrent bien les difficultés liées à l'obtention d'un échantillon représentatif d'une population de poissons en période de migration. Cet exemple démontre aussi les risques liés à l'interprétation de corrélations entre concentrations tissulaires de PBT et effets biologiques chez des espèces mobiles, une caractéristique commune à plusieurs espèces de poissons estuariennes et marines.

Des mortalités massives ont été observées périodiquement (culminant en 1972-1973 et 1990-1993) chez les anguilles en migration dans le Saint-Laurent, surtout dans les secteurs du lac Saint-François, du lac Saint-Pierre et dans la région de Québec (DUTIL, 1984; DUTIL *et al.*, 1987, 1997b). Des lésions histologiques aux branchies et une perturbation de l'osmorégulation ont été documentées chez les anguilles moribondes. Les symptômes n'étaient pas corrélés avec des

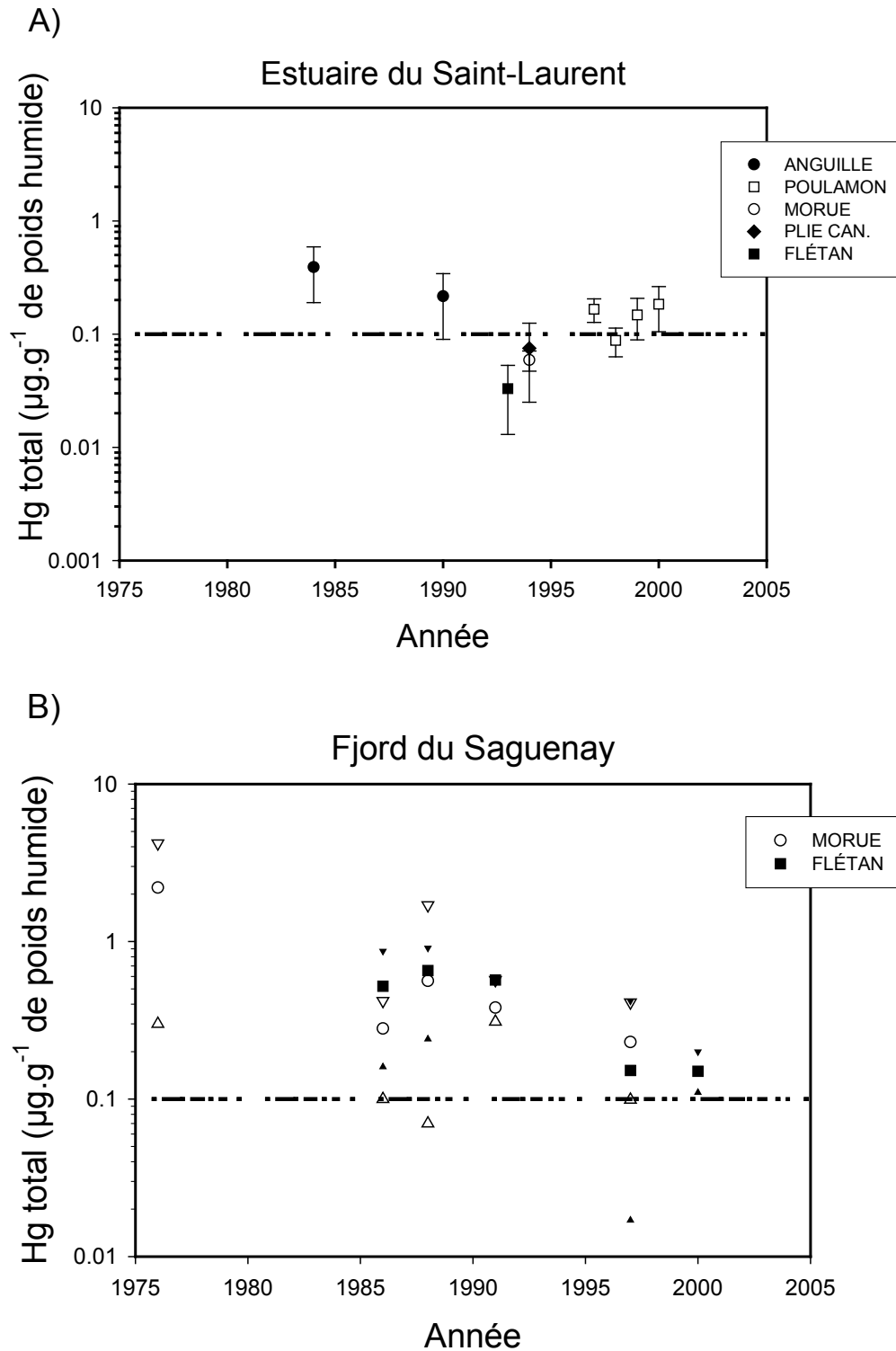


Figure 4. Concentrations de mercure (Hg) dans le muscle de différentes espèces de poissons : A) capturés dans l'estuaire du Saint-Laurent de 1983 à 2001 (moyennes et écart-types); Les données pour l'anguille d'Amérique viennent de DUTIL et LALLIER (1984) et HODSON *et al.* (1992), pour la morue franche, la plie canadienne et le flétan du Groenland de GOBEIL *et al.* (1998), pour le poulamon Atlantique de GOBEIL et COUILLARD (données non publiées); B) capturés dans le fjord du Saguenay de 1976 à 2000 (moyennes et min-max-triangles), les données viennent de GOBEIL *et al.* (1998) et de la revue faite par SAVARD *et al.* (2004). La ligne de référence sur le graphe est le seuil de protection pour les oiseaux et mammifères piscivores ($0,1\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; YEARDLEY *et al.*, 1998).

Hg concentrations in the muscle of different fish species: A) caught in the St. Lawrence Estuary from 1983 to 2001 (means and standard deviations); Data from DUTIL et LALLIER (1984) and HODSON et al. (1992) for American eel, from GOBEIL et al. (1998) for Atlantic cod, American plaice and Greenland halibut, and from GOBEIL and COUILLARD, (unpublished data), for Atlantic tomcod; B) caught in the Saguenay Fjord from 1976 to 2000 (means and min-max-triangles), data from GOBEIL et al. (1998) and from the review by SAVARD et al. (2004). The reference line on the graph is the protective threshold for piscivorous birds and mammals ($0,1\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; YEARDLEY et al., 1998).

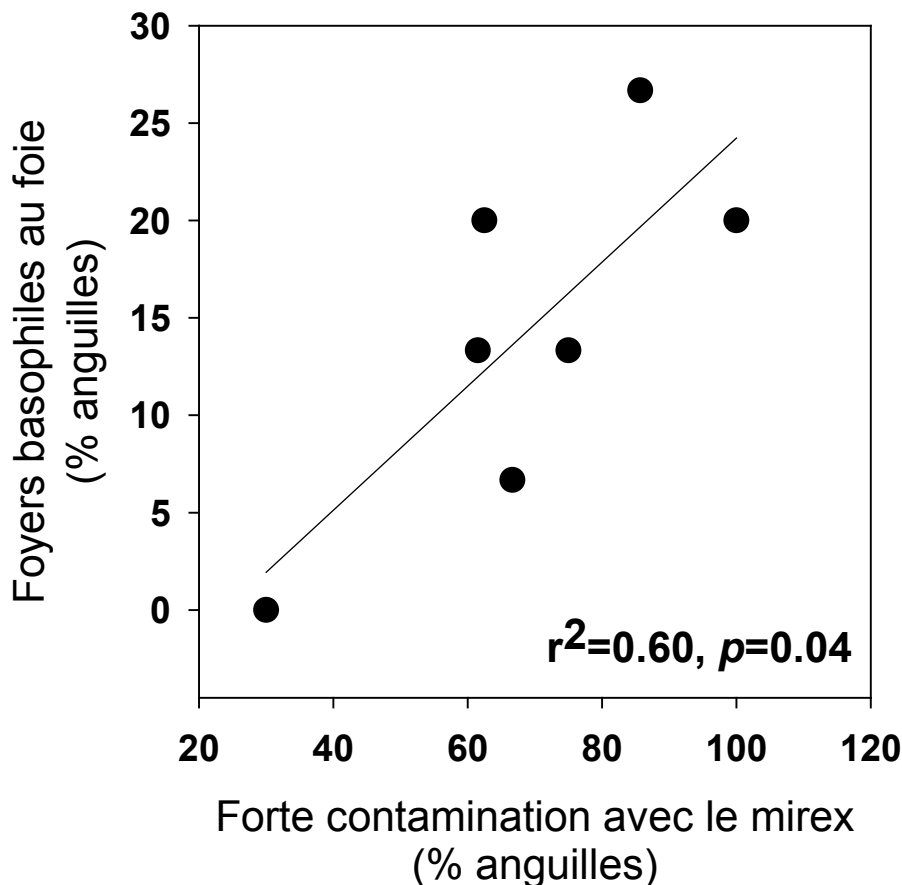


Figure 5. Relation entre la prévalence de foyers basophiles dans le foie, des lésions pré-néoplasiques et le pourcentage d'anguilles fortement contaminées au Mirex chez des anguilles d'Amérique capturées en migration à Kamouraska, Qc, sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent pendant sept semaines consécutives, du 19 septembre au 1 novembre 1990 (données présentées dans COUILLARD *et al.*, 1997). *Relationship between the prevalence of basophilic foci in liver, pre-neoplastic lesion, and the percentages of eels highly contaminated with Mirex in migrating American eels captured in Kamouraska, QC, on the south shore of the St. Lawrence Estuary, during seven consecutive weeks, from September 19 to November 1, 2000 (data presented in COUILLARD *et al.*, 1997).*

concentrations tissulaires de composés persistants (BPC, pesticides organochlorés, métaux lourds) et aucun agent pathogène n'a pu être incriminé (DUTIL et LALLIER, 1984; DUTIL *et al.*, 1987). La cause de ces mortalités n'a pas été élucidée mais une exposition ponctuelle à des effluents toxiques en cours de migration a été proposée (Figure 2). Il a été démontré que de courtes expositions de jeunes stades de saumons Atlantique (*Salmo salar*) dans les rivières à des composés toxiques non persistants comme le nonylphénol ou l'atrazine peuvent causer des effets à retardement sur la croissance ou l'osmorégulation lors de la transition entre eaux douces et eaux salées (FAIRCHILD *et al.*, 1999; WARING et MOORE, 2004). De plus, il a aussi été rapporté qu'une exposition d'une semaine de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à de faibles concentrations (3 % V/V) de l'effluent municipal de la ville de Montréal causait une suppression de l'activité phagocytaire de cellules du rein antérieur (SALO *et al.*, 2007). Une courte exposition à des effluents toxiques en cours

de migration pourrait donc avoir des effets sur l'osmorégulation ou la résistance aux maladies infectieuses lors de la transition entre l'eau douce et l'eau salée et affecter leur survie (Figure 2).

Même si une forte exposition aux contaminants est bien démontrée chez l'anguille d'Amérique de même que certains effets biologiques (ex., lésions pré-néoplasiques au foie), le lien entre contamination et déclin de la population du Saint-Laurent reste à établir. Le cycle de vie complexe des anguilles rend nécessaire une évaluation des effets des contaminants à différentes étapes de leur vie. Les effets des contaminants sur la croissance, la maturation et la survie des anguilles devraient être examinés sur les lieux de croissance (Figure 2). Les effets d'une exposition transitoire à des rejets toxiques en cours de migration sur la capacité à faire face à la transition eaux douces-eaux salées devraient être étudiés. Les effets de la mobilisation des PBT accumulés dans les gras lors de la migration sur le comportement natatoire, les coûts énergétiques

de maintien et sur les systèmes immunitaires et endocriniens des anguilles devraient être investigués (COUILLARD *et al.*, 2008b; ROBINET et FEUNTEUN, 2002). Enfin, les effets du transfert maternel de PBT sur la survie embryo-larvaire devraient être examinés, en utilisant des modèles expérimentaux avec des anguilles matures tant que la production de larves d'anguilles d'Amérique en captivité ne sera pas maîtrisée. En effet, des études récentes réalisées sur des anguilles européennes (*Anguilla anguilla*) indiquent une possible corrélation entre les concentrations de composés aromatiques halogénés transférés de la mère aux larves et la survie des larves (PALSTRA *et al.*, 2006). Les effets combinés des contaminants et de déficiences nutritionnelles comme, par exemple, une déficience en thiamine affectant le développement embryo-larvaire d'autres espèces de poissons piscivores dans le lac Ontario, sont aussi à considérer (BROWN *et al.*, 2005).

4. ÉTUDE DE CAS N° 2 – LE POULAMON ATLANTIQUE

4.1 Cycle de vie et caractéristiques du poulamon comme espèce sentinelle

Le poulamon atlantique est une espèce anadrome qui abonde dans les estuaires de la côte Atlantique de l'Amérique du Nord, du Labrador à la rivière Hudson, NY (SCOTT et SCOTT, 1988). Le poulamon de l'ESL se reproduit en décembre-janvier dans la rivière Sainte-Anne à proximité de Trois-Rivières (QC) où il fait l'objet d'une pêche sportive sous la glace. Les jeunes stades migrent dans l'ESL où ils grandissent et atteignent la maturité sexuelle à deux-trois ans. Leur durée de vie est de quatre à huit ans (Tableau 1). Au milieu des années 1980, une baisse importante a été observée dans le recrutement des poulamons de l'estuaire. Plusieurs facteurs ont pu contribuer à ce déclin comme des changements dans les débits d'eaux douces, une détérioration des frayères et la contamination environnementale (MAILHOT *et al.*, 1988). Le poulamon est fréquemment utilisé comme sentinelle environnementale en milieu estuarien (COURTENAY *et al.*, 1995; WIRGIN *et al.*, 1994). Il se nourrit d'organismes benthiques et a un foie très gras où s'accumulent de fortes concentrations de PBT (YUAN *et al.*, 2001). Contrairement aux anguilles argentées, les poulamons reflètent l'état de contamination à l'échelle de l'estuaire où ils passent la majeure partie de leur cycle de vie. Les poulamons juvéniles (< 1 an) semblent se déplacer sur de petites distances, comme l'indique une étude réalisée dans l'estuaire de la rivière Hudson, et peuvent être utilisés pour caractériser le degré de contamination de différents sites situés à l'intérieur d'un même estuaire (FERNANDEZ *et al.*, 2004). De plus, il est possible d'élever les poulamons en laboratoire sur plusieurs générations, ce qui en fait un modèle expérimental

de choix pour le milieu estuarien (WIRGIN et WALDMAN, 2004).

4.2 Les poulamons comme indicateurs des effets des HAP dans l'ESL

Le poulamon semble très sensible aux agents cancérigènes environnementaux, et plus particulièrement les HAP. Plus de 90 % des poulamons de deux ans de l'estuaire de la rivière Hudson (New York, USA), un site hautement contaminé par les HAP et les BPC, avaient des lésions pré-néoplasiques et néoplasiques au foie au début des années 1980 (DEY *et al.*, 1993). Deux études réalisées en 1991 et en 2000 ont évalué l'exposition des poulamons de l'ESL aux HAP et leurs effets génotoxiques en mesurant les concentrations de métabolites de HAP dans la bile et d'adduits à l'ADN dans le foie. Dans ces deux études, les réponses de biomarqueurs ont été comparées entre l'ESL et l'estuaire de la Miramichi, au Nouveau-Brunswick (NB), sans source ponctuelle connue de contamination avec les HAP. Les valeurs numériques absolues des réponses des biomarqueurs ne peuvent être comparées directement entre ces deux études à cause de différences méthodologiques mais il est possible de comparer leurs valeurs relatives entre les deux estuaires. En 1991, les concentrations de métabolites de HAP fluorescents dans la bile étaient deux fois plus élevées dans l'ESL que dans la Miramichi alors que les concentrations d'adduits à l'ADN étaient quatre fois plus élevées, indiquant une exposition plus élevée à des HAP génotoxiques dans l'ESL (Figure 6). Cependant, les concentrations d'adduits étaient environ trois fois inférieures chez les poulamons de l'ESL que chez ceux de l'estuaire de la rivière Hudson (WIRGIN *et al.*, 1994). En 2000, les poulamons de l'ESL avaient des concentrations de métabolites de HAP semblables et des concentrations d'adduits à l'ADN 1,5 fois plus élevées que les poulamons de l'estuaire de la Miramichi (Figure 6). De plus, les poulamons de l'ESL avaient un taux de prolifération hépatocellulaire deux fois plus élevé, une réponse qui peut être induite chez les poissons exposés aux HAP ou aux BPC (BUNTON, 1996; COUILLARD *et al.*, 2005). Les concentrations d'adduits ne différaient pas entre les poulamons de la Miramichi et ceux de l'estuaire de la Richibucto, un estuaire de référence sans source industrielle de contamination. Donc, les poulamons de l'ESL étaient encore exposés à des composés génotoxiques en 2000, mais cette exposition semble avoir diminué relativement à celle des poulamons de la Miramichi de 1991 à 2000. Ces résultats concordent avec le fait que les alumineries situées sur les rives de l'ESL et du FS ont réduit de façon marquée leurs rejets de HAP depuis 1988 et que les concentrations de HAP ont décliné dans les sédiments du FS (PELLETIER *et al.*, ce numéro; SMITH et LEVY, 1990). Très sensibles aux HAP et d'une durée de vie assez courte, les poulamons pourraient être utilisés pour suivre l'évolution de la contamination par les HAP dans l'ESL et le FS. Cependant, il faut veiller à ce

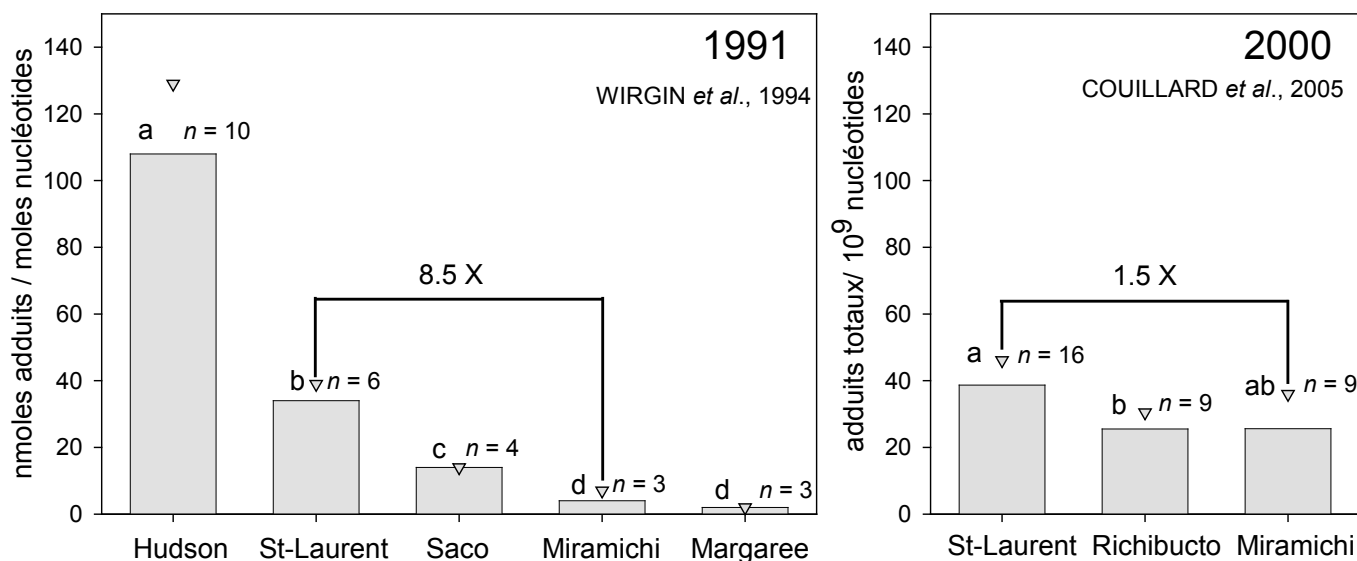


Figure 6. Concentrations hépatiques d'adduits à l'ADN mesurées par post-marquage au ^{32}P chez des poulamons Atlantique capturés en 1991 dans les estuaires des rivières Hudson (NY, USA), Saint-Laurent (QC, Canada), Saco (ME, USA), Miramichi (NB, Canada) et Margaree (NB, Canada) (WIRGIN *et al.*, 1994), et en 2000 dans les estuaires du fleuve Saint-Laurent, des rivières Richibucto (NB, Canada) et Miramichi (NB, Canada) (COUILLARD *et al.*, 2005). Les valeurs numériques absolues ne peuvent pas être comparées entre les deux études à cause de différences méthodologiques mais les valeurs relatives entre les sites de l'estuaire du Saint-Laurent et de la Miramichi peuvent être comparées. Le ratio nanomoles adduits/moles bases (WIRGIN *et al.*, 1994) est équivalent au ratio adduits totaux/ 10^9 nucléotides (COUILLARD *et al.*, 2005; REICHERT, W., communication personnelle).

*Hepatic concentrations of DNA adducts measured by ^{32}P post-labeling in Atlantic tomcods caught in 1991 in the estuaries of the Hudson (NY, USA), St. Lawrence (QC, Canada), Saco (ME, USA), Miramichi (NB, Canada) and Margaree (NB, Canada) rivers (WIRGIN *et al.*, 1994) and in 2000 in the estuaries of the St. Lawrence, the Richibucto (NB, Canada) and Miramichi (COUILLARD *et al.*, 2005). The absolute numerical values cannot be compared between the two studies as a consequence of methodological differences, but the relative values between the St. Lawrence and Miramichi Estuaries can be compared. Adducts are always presented as a ratio (Relative adduct levels, RAL). The ratio nanomoles adducts/mole bases (WIRGIN *et al.*, 1994) is equivalent to the ratio total adducts nucleotides (COUILLARD *et al.*, 2005; REICHERT, W., personal communication).*

que les mesures des biomarqueurs comme les adduits à l'ADN soient comparables dans le temps en instaurant un système de contrôle de qualité rigoureux (COUILLARD *et al.*, 2005; PHILLIPS et CASTEGNARO, 1999).

4.3 Accumulation de contaminants dans le poulamon : risques potentiels pour le poulamon et ses prédateurs

En 1987, la concentration totale moyenne de BPC dans le corps entier de poulamons adultes capturés dans l'ESL était de $130 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.h. (Figure 3). Cette concentration était comparable à celle ($170 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.h.) retrouvée chez des poulamons capturés en 1977-78 dans l'estuaire de la rivière Hudson, un site très contaminé à l'époque (GAGNON *et al.*, 1990). En 1997-2001, la concentration dans les poulamons entiers ($60 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) avait diminué, se situant légèrement sous la concentration dans la diète recommandée par l'AQGL (Figure 3). Durant la même période, les teneurs en Hg dans le muscle des poulamons de l'ESL excédaient légèrement les seuils

recommandés pour la protection de mammifères piscivores (Figure 4A).

Si les concentrations de BPC dans les poulamons entiers sont maintenant inférieures à celles présentant un risque pour les prédateurs de haut niveau, il est possible qu'elles présentent un risque pour la santé des poulamons eux-mêmes car une grande partie de la charge de PBT accumulée se retrouve dans le foie, un tissu cible potentiel. En 2000, les poulamons de l'ESL avaient des concentrations hépatiques de BPC (sur une base lipidique) quatre fois plus élevées, et les concentrations de Mirex et chlordanes six fois plus élevées que les poulamons de l'estuaire de la Richibucto, (NB) (Figure 7; COUILLARD *et al.*, 2005). De plus, ils avaient des concentrations 17 fois plus élevées du congénère BPC77, une molécule coplanaire avec un fort potentiel toxique (Figure 7). Les concentrations de BPC coplanaires exprimées en équivalents toxiques de 2,3,7,8-tetrachloro dibenzo-p-dioxine (EQTs-TCDD) étaient cinq fois plus élevées dans l'ESL ($0,5 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h.) que dans l'estuaire de la Richibucto, et 10 à 30 fois moins élevées que

FOIE Poulamons, 2000

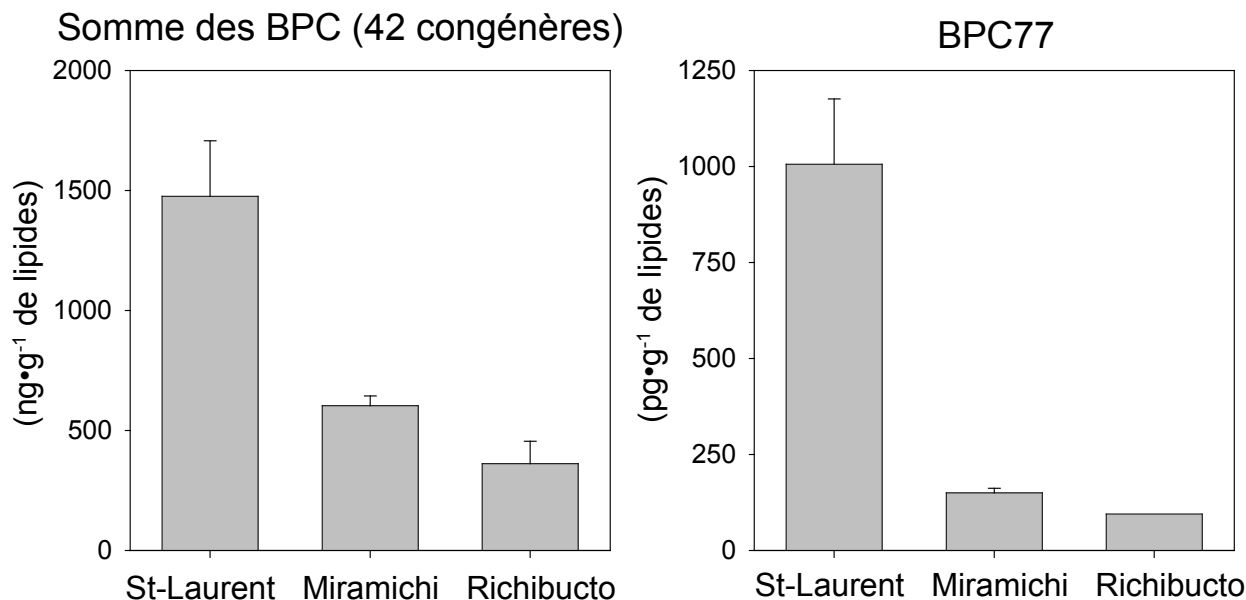


Figure 7. Concentrations (moyennes et écart type) de BPC totaux et du congénère coplanaire BPC77 dans des échantillons composites de foie ($n = 3$) de poulamons femelles capturées dans les estuaires du Saint-Laurent (ESL, QC, Canada), de la Miramichi (EMI, NB, Canada) ou de la Richibucto (ERI, NB, Canada) en mai 2000. Données tirées de COUILLARD *et al.* (2005).

*Concentrations (means and standard deviations) of total PCBs and of the coplanar congener PCB77 in pooled liver homogenates ($n = 3$) from female tomcod caught in the estuaries of the St. Lawrence (ESL, QC, Canada), the Miramichi (EMI, NB, Canada) or the Richibucto (ERI, NB, Canada) in May 2000. Data from COUILLARD *et al.* (2005).*

chez les poulamons juvéniles de la rivière Hudson (4-14 $\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h.), un site où la population de poulamons est devenue génétiquement résistante aux BPC (COUILLARD *et al.*, 2005; WIRGIN et WALDMAN, 2004; YUAN *et al.*, 2001). Ces concentrations sont sous les plus faibles concentrations (40 $\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h. EQTs) dans les œufs causant des effets toxiques chez les jeunes stades de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (WALKER *et al.*, 1991). Cependant, elles ont été calculées à partir de facteurs d'équivalence toxique dérivés d'études de toxicité réalisées chez les truites qui ne sont peut-être pas appropriés pour évaluer la toxicité chez les poulamons (VAN DEN BERG *et al.*, 1998; YUAN *et al.*, 2001).

Parmi huit espèces de poissons pélagiques et démersaux échantillonnés dans l'ESL en 1999-2000, le poulamon était l'espèce ayant les plus fortes concentrations de EDB ($274 \pm 10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ foie p.h. EDB) comparées à 12-41 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dans le foie ou le muscle d'autres espèces excluant l'anguille (LAW *et al.*, 2003). Ces nouveaux contaminants peuvent interagir avec les BPC. Des études expérimentales ont démontré qu'une exposition des poulamons à un BPC coplanaire (le BPC126) causant une induction du CYP1A pouvait affecter les patrons de bioaccumulation, et possiblement la toxicité

des EDB (LEBEUF *et al.*, 2006). Les concentrations de Hg dans la chair de 17 % des poulamons capturés dans l'ESL de 1997 à 2001 (GOBEIL et COUILLARD, données non publiées) étaient supérieures au seuil de protection pour les poissons adultes et juvéniles ($0,2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ p.h.), indiquant des risques d'effets sur le système endocrinien ou le développement embryonnaire (Figure 4A; SCHEUHAMMER *et al.*, 2007).

4.4 Interactions entre produits organiques persistants et condition nutritionnelle

Chez les poissons capturés à des sites contaminés par les BPC, on s'attend à ce que l'activité de l'enzyme éthoxy-résorufine-*O*-dééthylase (EROD) augmente avec l'âge alors que les concentrations tissulaires de BPC augmentent. Contrairement à cette attente, une diminution de l'activité d'EROD avec l'âge est observée chez les poulamons de l'ESL (COUILLARD *et al.*, 2004b). Cette diminution est associée à une perte de condition sévère suite au fraie, causant une diminution marquée du contenu lipidique du foie et une augmentation des concentrations de BPC dans les lipides hépatiques (Figure 8). Cette augmentation peut engendrer

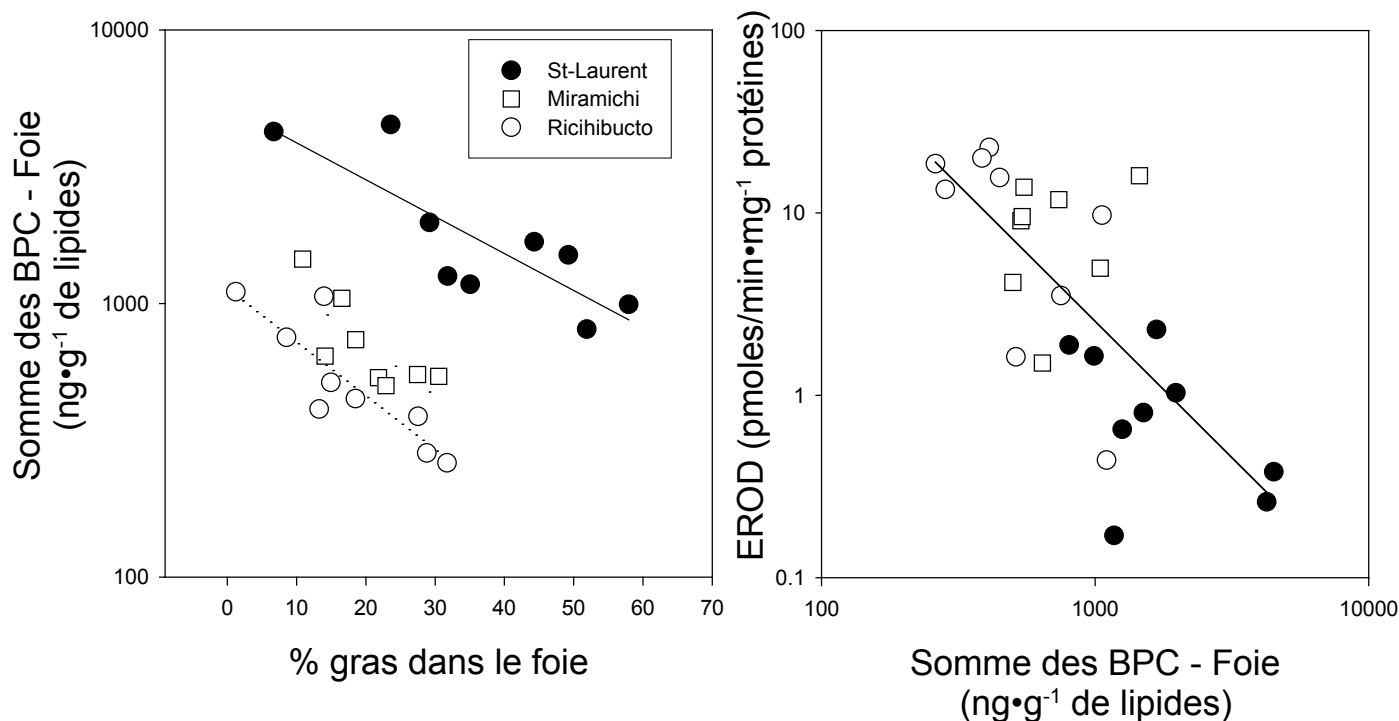


Figure 8. Variations des concentrations de BPC en fonction des pourcentages de lipides, et de l'activité d'éthoxy-résorufine-*O*-dééthylase (EROD) en fonction des concentrations de BPC dans le foie de poulamons mâles capturés dans les estuaires du Saint-Laurent (ESL, QC, Canada), de la Miramichi (EMI, NB, Canada) ou de la Richibucto (ERI, NB, Canada) en mai 2000. À l'intérieur de chaque site, les concentrations de BPC augmentent alors que le contenu en lipides diminue, avec des concentrations de BPC plus élevées pour un même contenu lipidique dans l'ESL. Pour les trois sites combinés, l'activité d'EROD décroît linéairement avec les concentrations hépatiques de BPC. Données adaptées de COUILLARD *et al.* (2005).

*Variations of PCB concentrations as a function of percentage of lipids, and of ethoxyresorufin-*O*-deethylase (EROD) activity as a function of PCB concentration in the liver of male tomcods captured in the St. Lawrence (QC, Canada), the Miramichi (NB, Canada) and the Richibucto (NB, Canada) Rivers Estuaries in May 2000. Within sites, the lipid weight concentrations of PCB increased as the lipid content decreased, with higher PCB concentrations for similar lipid content in the SLE. For the three sites combined, EROD activity decreased linearly with the hepatic concentrations of PCBs. Data adapted from COUILLARD *et al.* (2005).*

un stress oxydant causant une inhibition de l'activité du CYP1A (Figure 1; SCHLEZINGER *et al.*, 2006). Malgré un amaigrissement printanier similaire, une inhibition de l'activité d'EROD n'était pas observée chez les poulamons des estuaires de la Miramichi et de la Richibucto avec des concentrations hépatiques de BPC inférieures (Figure 8). Une interaction entre contaminants et amaigrissement semble donc impliquée dans la dysfonction hépatique observée chez les poulamons de l'ESL. Ce phénomène pourrait de plus être amplifié lors de conditions environnementales défavorables augmentant la durée ou la sévérité du jeûne saisonnier. Chez d'autres espèces vivant à de hautes latitudes et subissant des fluctuations saisonnières importantes des réserves lipidiques, une redistribution des PBT liée à un amaigrissement a été associée à des dysfonctions endocriniennes et immunitaires pouvant altérer la survie (JORGENSEN *et al.*, 2006). Des ulcères buccaux et des malformations vertébrales ont été observés chez les poulamons de l'ESL mais les causes de ces lésions n'ont pas encore été identifiées (COUILLARD *et al.*, 2000; LAIR *et al.*, 1997).

Cette étude montre que certaines espèces estuariennes et marines de haute latitude peuvent être particulièrement vulnérables aux effets toxiques des PBT à certains moments de l'année à cause de caractéristiques biologiques particulières : d'importantes réserves de gras puis un jeûne saisonnier ou une longue période de migration causant une mobilisation de ces réserves. La morue franche, l'anguille d'Amérique et le saumon Atlantique (*Salmo salar*) ont de telles caractéristiques. Les seuils de toxicité déterminés en laboratoire sur un nombre limité d'espèces marines de petite taille gardées en conditions environnementales et nutritionnelles optimales peuvent sous-estimer la toxicité pour les espèces de haute latitude. Des expériences avec des espèces nordiques dans des conditions environnementales réalistes mesurant des réponses toxiques critiques pour les populations doivent être réalisées. La relation entre l'augmentation des concentrations des PBT dans des tissus cibles et la susceptibilité aux maladies infectieuses doit être examinée de même que les effets sur la reproduction, l'osmorégulation, la résistance au stress et le comportement

(JORGENSEN *et al.*, 2006). Sur le terrain, les effets biologiques et les concentrations de PBT dans les tissus cibles doivent être déterminés au moment où les risques d'impacts sont les plus grands, soit à la fin de la période de jeûne ou de migration. Des modèles numériques devraient être développés pour prédire les changements de concentrations des PBT dans des tissus cibles sous différents scénarios de conditions environnementales et pour prédire les impacts de ces changements sur la croissance, la survie ou la reproduction (KELLY *et al.*, 2007).

5. ÉTUDE DE CAS N° 3 - PLIE CANADIENNE

5.1 Cycle de vie et caractéristiques de la plie canadienne comme espèce sentinelle

La plie canadienne est un des poissons plats les plus abondants dans l'Atlantique nord-ouest. Elle fait l'objet d'une pêche commerciale intensive sur la côte ouest de l'Atlantique nord, du golfe du Maine au Labrador. L'abondance de la population est à son plus bas niveau depuis 1971 dans l'ESL et le sud du golfe du Saint-Laurent. Les adultes préfèrent les eaux froides (0-1,5 °C) et salées (> 20 ppt), à des profondeurs de 90 à 250 m alors que les juvéniles croissent en eaux côtières moins profondes (SCOTT et SCOTT, 1988). C'est une espèce océanodrome, c'est-à-dire qu'elle fait toutes les étapes de son cycle vital en eaux salées. C'est une espèce longévive (jusqu'à 25 ans) et démersale, deux caractéristiques favorisant l'accumulation de PBT (Tableau 1). De plus, elle est benthivore, les juvéniles se nourrissent principalement d'invertébrés (ophiures, polychètes, amphipodes) et les adultes d'invertébrés et de poissons (capelans, lançons). C'est une espèce généralement reconnue comme étant sédentaire sauf en période de reproduction. La plie canadienne a peu été utilisée comme espèce sentinelle. Très peu abondante dans le FS, elle est surtout présente dans l'estuaire maritime où elle est à la limite de son aire de distribution.

5.2 Trois approches pour évaluer les effets de l'exposition aux sédiments d'un site contaminé de l'estuaire du Saint-Laurent

Depuis 1982, la baie des Anglais, près de Baie-Comeau, est considérée comme un des sites côtiers les plus contaminés par les BPC dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Des effluents industriels locaux (aluminerie et usine de pâtes et papier) ont entraîné une contamination des sédiments côtiers avec des BPC mais aussi avec des HAP et des furannes (LEE *et al.*, 1999). Dans un premier temps, des plies canadiennes ont été capturées en juillet 1996 à la baie des Anglais pour évaluer l'exposition des poissons sauvages. Elles avaient des

concentrations élevées d'ARNm du CYP1A dans le foie, suggérant que des contaminants organiques capables d'induire le CYP1A (comme certains BPC, HAP et furannes) étaient biodisponibles (LEE *et al.*, 1999). À cause de la mobilité des plies, il était cependant difficile d'associer la réponse observée à une exposition directement au site de capture. Afin d'évaluer plus directement les effets toxiques des sédiments contaminés dans la baie des Anglais, des plies canadiennes ont été mises en cage pendant trois semaines à deux sites situés dans la baie des Anglais et contaminés par des BPC (sites 1 et 2), et à un site moins contaminé situé à l'extérieur de la baie (site 3). Des diminutions marquées du nombre absolu et du pourcentage de macrophages capables de phagocyter dans le rein antérieur a été observée aux sites 1 et 2 comparées au site 3, suggérant une exposition à des contaminants immunotoxiques (LACROIX *et al.*, 2001). Les poissons en cage n'ayant pas été nourris pendant les trois semaines d'exposition, il est possible que la condition nutritionnelle et le stress aient influencé les réponses des biomarqueurs (COUILLARD *et al.*, 1999; OIKARI, 2006). De plus, les conditions d'exposition des poissons en cage sont peu réalistes car l'exposition est de courte durée mais continue, alors que les poissons indigènes sont probablement exposés de façon ponctuelle aux sédiments contaminés et peuvent peut-être se rétablir lorsqu'ils s'en éloignent.

Afin de reproduire les conditions discontinues d'exposition des poissons sur le terrain, une exposition de trois mois de plies à des sédiments du site 1 a été réalisée en laboratoire, suivie d'une période de dépuraison de un mois (LACROIX *et al.*, 2001). Un transfert de BPC légers des sédiments du site 1 vers les plies a été démontré. Des altérations phagocytaires semblables à celles observées chez les plies en cage ont été observées chez les plies exposées en laboratoire. Toutefois, elles étaient moins marquées, avec une diminution dans le nombre de macrophages détecté seulement après trois mois comparée à trois semaines chez les plies en cage. Ces différences entre l'étude *in situ* et l'étude *ex situ* peuvent s'expliquer par : 1) une exposition à de l'eau contaminée *in situ*, 2) une contamination possible du site de référence (site 1) pouvant avoir causé une stimulation de la réponse phagocytaire amplifiant les différences entre les sites, et 3) des conditions environnementales contrôlées en laboratoire diminuant le stress et améliorant la condition nutritionnelle (LACROIX *et al.*, 2001). Pendant la période de dépuraison, une récupération importante des réponses phagocytaires, sans diminution des concentrations tissulaires de BPC, indique que d'autres composés que les BPC seraient responsables pour l'immunotoxicité. Ces résultats indiquent que les effets sur la phagocytose pourraient être réversibles chez les poissons indigènes lorsqu'ils retournent vers un habitat moins contaminé.

Dans une seconde expérience, des plies canadiennes ont été exposées pendant cinq mois en laboratoire à des sédiments des sites 1, 2 et 3. Les œufs de femelles témoins fertilisées avec du

sperme de mâles exposés aux sédiments des sites 1 et 2 ont produit respectivement 48 % et 35 % moins de larves que ceux fertilisés avec les mâles du site 3. De plus, une corrélation négative a été observée entre l'induction de l'ARNm du CYP1A dans le foie des mâles et leur capacité à produire des larves (NAGLER et CYR, 1997). La production d'œufs viables de plies canadiennes en captivité s'est toutefois avérée difficile avec un pourcentage d'éclosion d'environ 35 % des œufs des plies du site de référence. D'autres facteurs que les contaminants affectent donc la production de larves et pourraient avoir influencé les réponses observées. Par ailleurs, les plies exposées aux sédiments les plus contaminés ont démontré une plus grande abondance d'un parasite, *Gyrodactylus* sp. (MARCOGLIESE *et al.*, 1998), qui pourrait être une manifestation d'une altération de la fonction immunitaire telle que démontrée par LACROIX *et al.*, (2001). Une augmentation dans l'abondance de *Gyrodactylus* a aussi été rapportée chez des morues exposées pendant quatre mois à des extraits de pétrole brut (KHAN et KINECIUK, 1988). En 1990, des maladies infectieuses, lymphocystis sur la peau (2/75) et maladies des cellules X aux branchies (8/75), ont été observées chez des plies canadiennes sauvages prélevées dans la

baie des Anglais (COUILLARD, 1992). Il n'est toutefois pas possible de lier, à l'heure actuelle, ces maladies à une exposition à des contaminants immunotoxiques car d'autres facteurs peuvent être impliqués dans le milieu naturel, comme des déficiences nutritionnelles ou les variations de température et la salinité (Figure 9; LANG *et al.*, 1999).

Cette étude de cas montre comment des approches expérimentales sur le terrain et en laboratoire peuvent être utilisées pour fournir des informations complémentaires sur les effets biologiques des contaminants chez les poissons en milieu estuarien. À cause de la mobilité importante de plusieurs espèces estuariennes, des conditions physico-chimiques et des patrons de circulation hydrographiques variables, des études expérimentales sont souvent essentielles pour démontrer la relation de cause à effet entre exposition à une source de contaminants et effets biologiques en milieux estuarien et côtier. Il serait nécessaire de mettre au point des méthodes d'exposition en cage adaptées aux espèces indigènes et aux conditions environnementales particulières de l'ESL et du FS afin de réduire le stress chez les poissons en cage, pouvant

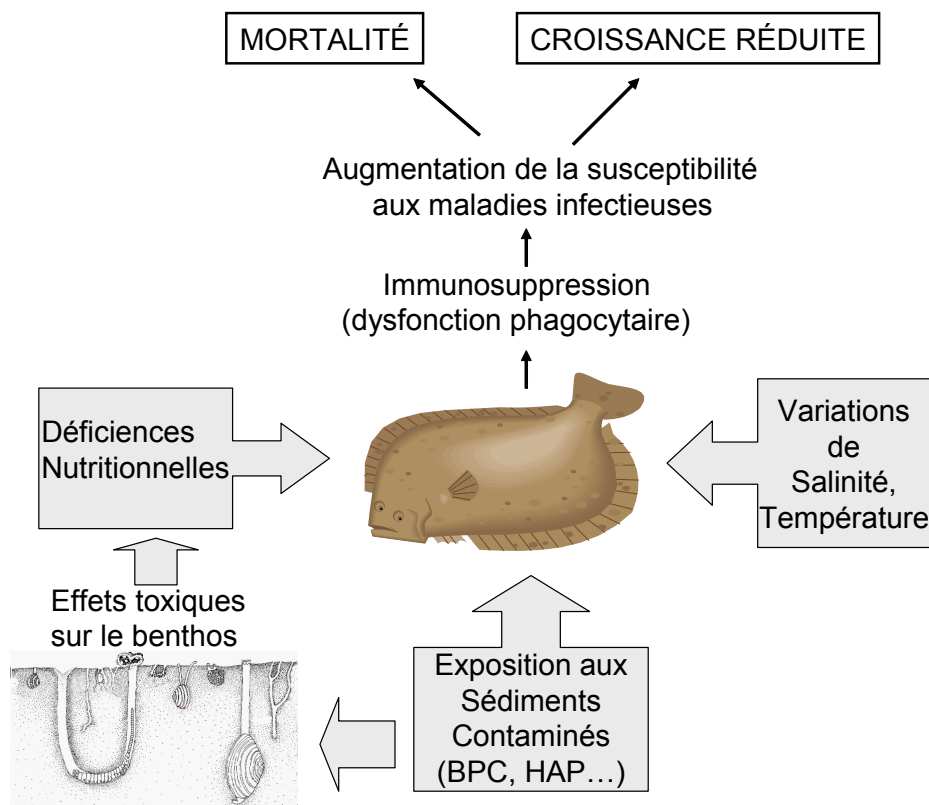


Figure 9. Différents facteurs pouvant hypothétiquement altérer la fonction immunitaire chez des plies canadiennes exposées à des sédiments contaminés dans un milieu estuarien : 1) effets immunotoxiques directs des contaminants; 2) effets indirects des contaminants affectant les proies benthiques et causant des déficiences nutritionnelles chez les plies et 3) effets des variations des conditions environnementales (salinité, température) causant un stress (LACROIX *et al.*, 2001; COUILLARD *et al.*, 2008b). Ces trois facteurs peuvent interagir et augmenter la susceptibilité des plies aux maladies infectieuses.

*Different factors which could hypothetically affect the immune function of American plaice exposed to contaminated sediments in an estuarine environment: 1) direct immunotoxic effects of contaminants; 2) indirect effects of contaminants affecting benthic preys and causing nutritional deficiency in plaices and 3) effects of variation of environmental conditions (salinity, temperature) causing stress (LACROIX *et al.*, 2001; COUILLARD *et al.*, 2008b). These three factors can interact and increase the susceptibility of plaices to infectious diseases.*

confondre l'interprétation des réponses des biomarqueurs (OIKARI, 2006). Le développement de mésocosmes adaptés aux espèces de poissons estuariennes devrait aussi être poursuivi (COURTENAY *et al.*, 2002). Ce cas montre aussi combien il est parfois difficile de distinguer les effets des contaminants des effets d'autres facteurs environnementaux comme la salinité, la température, la nutrition.

6. AUTRES ÉTUDES

6.1 Études dans l'estuaire du Saint-Laurent

L'épinoche à trois épines a été utilisée comme sentinelle pour étudier les effets de la contamination par les pesticides en zone côtière de la rive sud de l'ESL, à des sites agricoles (Isle-Verte, Trois-Pistoles) et à un site urbain (Pointe-au-Père) comparés à un site de référence, le parc national du Bic (COUILLARD *et al.*, 2004a, 2007b). Un résultat préliminaire de cette étude est que l'activité d'acétylcholinestérase dans le cerveau des épinoches ne diffère pas entre les sites, indiquant une faible exposition aux carbamates et aux pesticides organophosphorés. Ces résultats concordent avec les analyses chimiques de l'eau des tributaires montrant de très faibles concentrations de diazinon, un pesticide organophosphoré, et des concentrations plus fortes d'herbicides comme l'atrazine. Par ailleurs, une hausse de la proportion d'ovocytes atrétiques est observée à Isle-Verte, particulièrement chez les poissons de grande taille. Il s'agit d'une réponse non spécifique pouvant résulter de différents facteurs de stress telle une exposition à des pesticides, à des concentrations de nitrates élevées mesurées dans les tributaires du marais ou à des conditions d'hypoxie sévères et périodiques observées dans les marelles à Isle-Verte (BLAZER, 2002; COUILLARD *et al.*, 2007b). Des études sont en cours pour évaluer les productions d'hormones stéroïdiennes en relation avec la présence d'ovocytes atrétiques, et les résultats préliminaires indiquent un excès de production d'estradiol pouvant perturber la maturation des ovocytes chez les épinoches d'Isle-Verte (LE MER *et al.*, 2007).

Afin d'évaluer les effets d'effluents municipaux et de pâtes et papiers sur le système endocrinien des poissons, des plies lisses ont été échantillonnées en 1999-2000 à différents sites de l'ESL (entre l'île d'Orléans et Rivière-Ouelle) et de l'estuaire de la Miramichi (près de Sheldrake, Newcastle et Chatham). Les concentrations de vitellogénine dans le plasma de plies mâles ont été utilisées comme indicateur d'exposition à des composés estrogéniques. Les résultats préliminaires indiquent que les plies de l'ESL ou de l'estuaire de la Miramichi ne sont pas exposées à des concentrations importantes de ce type de composés. Des travaux de laboratoire sont requis pour évaluer la sensibilité de cette espèce aux perturbateurs endocriniens (ROY *et al.*, 2001).

6.2 Études dans le fjord du Saguenay

À notre connaissance, il n'existe aucune étude publiée sur les effets des contaminants sur la santé des poissons dans le FS. Les études sur le terrain sont difficiles à réaliser à cause du manque de connaissances sur la distribution de poissons dans le fjord, de l'absence de pêche commerciale et de l'interdiction de chaluter pour ne pas remettre en suspension les sédiments contaminés. Ainsi, HODSON *et al.*, (1994b) ont réalisé durant l'été 1991 une campagne d'échantillonnage de poissons à deux sites du Saguenay (Sainte-Rose-du-Nord et Anse-Saint-Étienne) et deux sites de l'ESL (Baie-des-Anglais et Baie-de-Mille-Vaches, utilisées comme sites de référence). Seuls les résultats des analyses chimiques ont été rapportés. Les concentrations de Hg les plus élevées étaient retrouvées dans les carcasses de morues et de flétan du Groënland (*Reinhardtius hippoglossoides*) au site amont du fjord (Sainte-Rose-du-Nord), où les concentrations moyennes étaient respectivement de 0,57 et 0,38 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h. comparées à 0,06 et 0,02 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h. dans l'ESL (Figure 4B). Les concentrations dans ces deux espèces ont considérablement diminué depuis la fermeture de l'usine de chloralkali qui était la principale source de mercure dans le fjord mais elles demeurent supérieures au seuil pour la protection pour les poissons (Figure 4B). Dans les carcasses de flétan, les concentrations moyennes totales de BPC à Sainte-Rose-du-Nord étaient de 524 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h., deux fois plus élevées que celles mesurées chez la même espèce dans l'ESL, mais en dessous des concentrations généralement associées à des réponses biologiques. De très faibles concentrations de HAP et peu de dioxines et furannes ont été détectés dans les tissus des poissons, à tous les sites. Les HAP étant rapidement métabolisés par les poissons, une mesure des concentrations de métabolites dans la bile ou des adduits à l'ADN aurait été un meilleur indice d'exposition aux HAP.

Une étude expérimentale est en cours pour évaluer les effets toxiques liés à l'ingestion de polychètes (*Nereis* sp.) récoltés dans trois sites situés dans l'embouchure du Saguenay (Baie-Sainte-Catherine, Baie-Sainte-Marguerite et Moulin-à-Baudes, utilisés comme sites de référence) et deux sites de l'estuaire (Trois-Pistoles et Métis, utilisés comme sites de référence) (COUILLARD *et al.*, 2007a). Le Choquemort (*Fundulus heteroclitus*), ayant une sensibilité démontrée aux HAP génotoxiques, est utilisé comme modèle expérimental (BURNETT *et al.*, 2007; COUILLARD *et al.*, 2009). L'ingestion d'invertébrés contaminés par les HAP provenant d'une aluminerie située à Arvida en amont du fjord a été proposée comme un facteur pouvant contribuer au développement de cancers gastro-intestinaux chez le béluga (MARTINEAU *et al.*, 2002). Après 21 jours d'exposition, les poissons consommant des *Nereis* sp. de la baie Sainte-Marguerite ont démontré une induction d'EROD dans l'intestin seulement, ce qui est typique lors d'une exposition par voie alimentaire au benzo[a]pyrene, un HAP dont le potentiel cancérigène est bien établi

(YUEN *et al.*, 2006). Par ailleurs, l'ingestion de *Nereis* sp. provenant de la baie Sainte-Catherine et de Trois-Pistoles causait une induction uniquement dans le foie. Ces résultats préliminaires indiquent que les *Nereis* sp. prélevés à différents sites dans l'habitat du béluga contiennent différents mélanges de composés chimiques biodisponibles susceptibles de causer une induction du CYP1A chez les prédateurs qui les ingèrent et peut-être d'autres effets toxiques. Des analyses chimiques sont en cours pour caractériser ces composés. Ces résultats nous mènent à recommander l'utilisation de biomarqueurs intestinaux en plus des biomarqueurs hépatiques dans les campagnes de surveillance environnementale pour évaluer l'impact d'une exposition aux HAP dans la diète.

7. CONCLUSIONS ET BESOINS FUTURS DE RECHERCHE

Des espèces sentinelles avec différentes caractéristiques biologiques ont généré des informations différentes mais complémentaires sur les effets biologiques des contaminants dans l'estuaire du Saint-Laurent. Les anguilles en migration dans l'estuaire ont permis de documenter un transfert important de contaminants persistants à partir des eaux douces vers l'estuaire via un poisson migrateur. L'observation de lésions pré-néoplasiques au foie chez les anguilles, caractéristiques d'une exposition aux HAP, en l'absence de détection de HAP dans les tissus, nous permet de reconnaître l'importance des effets à long terme d'une exposition ponctuelle à des contaminants qui sont rapidement éliminés. Ce phénomène d'effets à retardement d'une exposition à des contaminants non persistants à un stade critique de développement est maintenant bien documenté pour plusieurs perturbateurs endocriniens (FAIRCHILD *et al.*, 1999; WARING et MOORE, 2004) et devrait être considéré dans les futures études de surveillance environnementale dans l'estuaire et le fjord. Une exposition aux HAP causant une induction enzymatique et des dommages à l'ADN a été détectée chez les poulamons de l'ESL en 1991 avec une diminution apparente des réponses des biomarqueurs en 2000. Les études sur cette espèce, ayant des cycles saisonniers marqués dans les réserves énergétiques comme plusieurs autres espèces estuariennes, ont aussi permis de mettre en évidence dans l'estuaire, juste en amont de la zone du parc marin, une interaction entre condition nutritionnelle et PBT causant une dysfonction hépatique et peut-être d'autres effets sur la santé. Ces résultats indiquent que même en absence de nouveaux apports de PBT dans l'ESL, le risque d'impacts toxiques de PBT peut être accru par des conditions environnementales augmentant la durée ou la sévérité du jeûne saisonnier. Une interaction entre des concentrations sous-létales de contaminants et des facteurs environnementaux a aussi été mise en évidence chez

les plies canadiennes exposées aux sédiments contaminés de la baie des Anglais qui ont induit des altérations de la fonction immunitaire et une augmentation des prévalences de maladies infectieuses.

Aucune étude n'a été publiée à ce jour sur les effets biologiques des contaminants chez les poissons du fjord, alors que les concentrations de contaminants sont encore relativement élevées dans les tissus de certains poissons avec un dépassement des seuils de protection de la santé des poissons pour le Hg en 1991. Comme les connaissances sur la distribution des poissons dans le fjord s'est accrue au cours des dix dernières années (SÉVIGNY *et al.*, ce numéro), des campagnes d'échantillonnages de poissons sentinelles devraient être entreprises pour évaluer les effets biologiques des contaminants. Si les captures s'avèrent encore difficiles, des approches alternatives comme des expositions en cage ou en mésocosmes devraient être envisagées. Toutes les études réalisées dans l'ESL visaient les contaminants organiques, en particulier les HAP, les BPC et plus récemment certains pesticides. Des études écotoxicologiques sur les poissons du fjord seraient requises pour évaluer les effets du Hg ou du tributylétain (VIGLINO *et al.*, 2006) sur le système endocrinien ou sur le développement embryonnaire des poissons ou les effets de l'exposition à une diète contaminée par les HAP. Toutes les études réalisées dans l'ESL ont porté sur des poissons adultes alors que les effets des contaminants devraient également être évalués chez les jeunes stades de vie, particulièrement vulnérables aux produits toxiques (COUILLARD *et al.*, 2008b). La vulnérabilité de différentes populations d'espèces de poissons clefs de l'estuaire et du fjord à différentes classes de contaminants devrait être évaluée afin de s'assurer de faire la surveillance environnementale avec des espèces et les stades de vie les plus sensibles. Les concentrations de contaminants ont le plus souvent été mesurées dans le muscle ou dans les poissons entiers dans le but d'évaluer les risques liés à la consommation des poissons par les humains ou les mammifères piscivores. Il manque des données sur les concentrations de contaminants dans des tissus cibles potentiels et sur les seuils de toxicité pour les poissons.

En conclusion de cette synthèse de nos connaissances sur les poissons sentinelles pouvant être utilisés dans de futures études écotoxicologiques dans le parc marin Saguenay – Saint-Laurent, les principales recommandations quant aux besoins de recherche relatifs aux effets des contaminants sur ces poissons sont :

- L'étude approfondie des mécanismes de toxicité de différents groupes de contaminants afin de bâtir des trousseaux de biomarqueurs permettant de faire le lien entre exposition et effets sur les populations de poissons (croissance, reproduction ou survie).

- L'étude des interactions entre les contaminants et d'autres facteurs environnementaux, en particulier la condition nutritionnelle, les maladies infectieuses et les changements climatiques.
- L'étude des processus qui causent l'apparition d'une sensibilité particulière dans une fenêtre de vulnérabilité propre à chaque espèce représentative d'un habitat ou d'un niveau trophique en milieu marin et saumâtre.
- La validation des biomarqueurs sur le terrain et en laboratoire, la standardisation des protocoles d'échantillonnage, de préparations des échantillons et de mesures, et la mise en place de systèmes de contrôle de qualité dans les programmes de surveillance des effets biologiques.

Les besoins de recherche plus spécifiques pour l'estuaire et le fjord sont :

- L'évaluation des effets biologiques des contaminants du Saguenay sur les poissons en tenant compte des nouvelles informations sur la toxicité de faibles concentrations de Hg, du TBT ou des HAP.
- L'étude de la biologie, de la mobilité, de la sensibilité aux contaminants de différentes espèces de poissons sentinelles de l'estuaire et du fjord à différents stades de vie.
- Le développement de méthodes d'exposition en cage ou en mésocosmes adaptées aux espèces et aux conditions environnementales du parc marin et d'expériences de laboratoire multi-stresseurs.
- La mise en place d'un système de surveillance environnementale efficace et sensible, mettant à profit les caractéristiques de différentes espèces sentinelles et une variété de biomarqueurs permettant d'orienter les interventions de gestion.

8. REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier M. Castonguay, D. Cyr, J.-D. Dutil, L. Dutil, M. Fournier, B. Légaré, P.V. Hodson, M. Lebeuf, J. Nagler, M. Noël, É. Pelletier, G. Poirier, P. Robichaud, R. Roy, R. Shah, S. Trottier et I. Wirgin pour leur contribution aux études sur les effets des contaminants chez les poissons de l'ESL et du FS. Plusieurs de ces travaux ont été réalisés avec l'appui financier et logistique de Pêches et Océans Canada, de l'Institut des sciences de la mer, de l'Université du Québec à Rimouski, du Parc marin Saguenay-Saint-Laurent de Parc Canada, du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et du Réseau de recherche en écotoxicologie du Saint-Laurent.

9. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BASU N., A.M. SCHEUHAMMER, S.J. BURSIA, J. ELLIOTT, K. ROUVINEN-WATT et H.M. CHAN (2007). Mink as a sentinel species in environmental health. *Environ. Res.*, 103, 130-144.
- BECKVAR N., T.M. DILLION et L.B. READ (2005). Approaches for linking whole-body fish tissue residues of mercury and DDT to biological effects thresholds. *Environ. Toxicol. Chem.*, 24, 2094-105.
- BELPAIRE C. et G. GOEMANS (2007). Eels: Contaminant cocktails pinpointing environmental contamination. *ICES J. Mar. Sci.*, 64, 1423-1436.
- BLAZER V.S (2002). Histopathological assessment of gonadal tissue in wild fishes. *Fish Physiol. Biochem.*, 26, 85-101.
- BROWN Jr., J.F., B.A. MAYES, J.B. SILKWORTH et S.B. HAMILTON (2007). Polychlorinated biphenyls-modulated tumorigenesis in sprague-dawley rats: Correlation with mixed function oxidase activities and superoxide (O₂⁻) formation potentials and implied mode of action. *Toxicol. Sci.*, 98, 375-394.
- BROWN S.B., J.D. FITZSIMONS, D.C. HONEYFIELD et D.E. TILLITT (2005). Implications of thiamine deficiency in Great Lakes salmonines. *J. Aquat. Animal Health*, 17, 113-124.
- BUNTON T.E. (1996). Experimental chemical carcinogenesis in fish. *Toxicol. Pathol.*, 24, 603-618.
- BURNETT K.G., L.J. BAIN, W.S. BALDWIN, G.V. CALLARD, S. COHEN, R.T. DI GIULIO, D.H. EVANS, M. GOMEZ-CHIARRI, M.E. HAHN, C.A. HOOVER, S.I. KARCHNER, F. KATOH, D.L. MACLATCHY, W.S. MARSHALL, J.N. MEYER, D.E. NACCI, M.F. OLEKSIK, B.B. REES, T.D. SINGER, J.J. STEGEMAN, D.W. TOWLE, P.A. VAN VELD, W.K. VOGELBEIN, A. WHITEHEAD, R.N. WINN et D.L. CRAWFORD (2007). *Fundulus* as the premier teleost model in environmental biology: Opportunities for new insights using genomics. *Comp. Biochem. Physiol. - D*, 2, 257-286.
- CASTONGUAY M., J.D. DUTIL et C. DESJARDINS (1989). Distinction between American eels (*Anguilla rostrata*) of different geographic origins on the basis of their organochlorine contaminant levels. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 46, 836-843.

- CASTONGUAY M., P.V. HODSON, C.M. COUILLARD, M.J. ECKERSLEY, J.-D. DUTIL et G. VERREAULT (1994a). Why is recruitment of the American eel, *Anguilla rostrata*, declining in the St. Lawrence River and Gulf? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 479-488.
- CASTONGUAY M., P.V. HODSON, C. MORIARTY, K.F. DRINKWATER et B.M. JESSOP (1994b). Is there a role of ocean environment in American and European eel decline? *Fish. Oceanogr.*, 3, 197-203.
- COOK P.M., J.A. ROBBINS, D.D. ENDICOTT, K.B. LODGE, P.D. GUINEY, M.K. WALKER, E.W. ZABEL et R.E. PETERSON (2003). Effects of aryl hydrocarbon receptor-mediated early life stage toxicity on lake trout populations in Lake Ontario during the 20th century. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 3864-3877.
- COSEWIC (2005). *COSEWIC assessment and update status report on the Atlantic cod (Gadus morhua), in Canada*. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, Ontario, Canada, Ottawa, Ontario, Canada, 76 p.
- COSSA D. (1990). Chemical contaminants in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord. Dans : *Oceanography of a Large-scale Estuarine System: the St. Lawrence*. EL-SABH, M et N. SILVERBERG (Éditeurs). Springer-Verlag, New York, NY, USA. pp. 239-268.
- COUILLARD C.M. (1992). X-cell gill disease in American Plaice. Dans : *12th Annual Meeting of the Canadian Association of Veterinary Pathologists*, St. John's, Newfoundland, juillet 1992.
- COUILLARD C.M., P.V. HODSON et M. CASTONGUAY (1997). Correlations between pathological changes and chemical contamination in American eels, *Anguilla rostrata*, from the St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 1916-1927.
- COUILLARD C.M., B. LAPLATTE et É. PELLETIER (2009). A fish bioassay to evaluate the toxicity associated with the ingestion of benzo[a]pyrene-contaminated benthic prey. *Environ. Toxicol. Chem.*, 28, 772-781,
- COUILLARD C.M., M. LEBEUF et B. LÉGARÉ (1999). Baisse des niveaux de vitamine A plasmatique chez les plies exposées à des sédiments contaminés : toxicité ou malnutrition?. Dans : *Proceedings of the 25th Annual Aquatic Toxicity Workshop*. VAN COILLIE, R., CHASSÉ, R., HARE, L. JULIEN, MARTEL, L., THELLEN, C. et NIIMI, A.J. (Éditeurs), October 18-21, 1998, Quebec City, Qc. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 2260, 97 p.
- COUILLARD C.M., B. GOUTEUX, M. LEBEUF et H. DIONNE (2000). Are vertebral malformations associated with toxaphene contamination in Atlantic tomcod from the St. Lawrence Estuary? Dans : *Proceedings of the 27th Annual Aquatic Toxicity Workshop*. PENNEY, K.C., K.A. COADY, M.H. MURDOCH, W.R. PARKER et A.J. NIIMI (Éditeurs). October 1-4, 2000, St. John's, Newfoundland. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2331, 99 p.
- COUILLARD C.M., M. LEBEUF, R. L. ROY et C. DEBLOIS (2004a). Concentrations of pesticides in critical zones of the St. Lawrence Estuary and their toxicity to fish. Dans : *Proceedings of the 31st Aquatic Toxicity Workshop*. BURRIDGE, L.E., K. HAYA et A.J. NIIMI (Éditeurs). Charlottetown, PEI, Canada, 24-28 sept., 2004. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2562, 15 p.
- COUILLARD C.M., I.I. WIRGIN, M. LEBEUF et B. LÉGARÉ (2004b). Reduction of cytochrome P4501A with age in Atlantic tomcod from the St. Lawrence Estuary, Canada: relationship with emaciation and possible effect of contamination. *Aquat. Toxicol.*, 68, 233-247.
- COUILLARD C.M., M. LEBEUF, M.G. IKONOMOU, G.G. POIRIER et W.J. CRETNEY (2005). Low hepatic ethoxyresorufin-O-deethylase correlates with high organochlorine concentrations in Atlantic tomcod from the Atlantic east coast. *Environ. Toxicol. Chem.*, 24, 2459-2469.
- COUILLARD C.M., B. LÉGARÉ, É. PELLETIER et M.G. IKONOMOU (2007a). Induction of EROD activity in fish fed with benthic preys collected in the St. Lawrence beluga whale habitat. Dans : *Proceedings of the 34th Annual Aquatic Toxicity Workshop*. KIDD, K.A., R.A. JARVIS, K. HAYA, K. DOE et L.E. BURRIDGE (Éditeurs). Halifax, NS, 30 sept-2 oct., 2007. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2793: xvii + 273 p.
- COUILLARD C.M., R.L. ROY, M. LEBEUF, C. DEBLOIS et M. MERCURE (2007b). Oocyte atresia in stickleback sampled in a marsh receiving agricultural runoff at Isle Verte in the St. Lawrence Estuary. Dans : *Proceedings of the 34th Annual Aquatic Toxicity Workshop*. KIDD, K.A., R.A. JARVIS, K. HAYA, K. DOE et L.E. BURRIDGE (Éditeurs). Halifax, NS, 30 sept-2 oct., 2007. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2793: xvii + 273 p.
- COUILLARD C.M., R.W., MACDONALD, S.C. COURTENAY et V.P. PALACE (2008a). Interactions between toxic chemicals and other environmental factors affecting the risk of impacts on aquatic organisms: a review with a Canadian perspective – interactions affecting exposure. *Environ. Rev.*, 16, 1-17.

- COUILLARD C.M., S.C. COURTENAY et R.W. MacDONALD (2008b). Interactions between toxic chemicals and other environmental factors affecting the risk of impacts on aquatic organisms: A review with a Canadian perspective – Interactions affecting vulnerability. *Environ. Rev.*, 16, 19-44.
- COURTENAY S.C., P.J. WILLIAMS, C. VARDY et I. WIRGIN (1995). Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) and smooth flounder (*Pleuronectes putmani*) as indicators of organic pollution in the Miramichi Estuary. Dans : *Water, Science and the Public: the Miramichi Ecosystem*. CHADWICK, E.M.P. (Éditeur), Ottawa, Canada, pp. 211-228.
- COURTENAY S.C., K.R. MUNKITTRICK, H.M.C. DUPUIS, R. PARKER et J. BOYD (2002). Quantifying impacts of pulp mill effluent on fish in Canadian marine and estuarine environments: Problems and progress. *Water Qual. Res. J. Can.*, 37, 79-99.
- DE GUISE S., A. LAGACÉ et P. BÉLAND (1994). True hermaphroditism in a St. Lawrence beluga whale (*Delphinapterus leucas*). *J. Wild. Dis.*, 30, 287-290.
- DE GUISE S., D. MARTINEAU, P. BÉLAND et M. FOURNIER (1995). Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St. Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Environ. Health Perspect.*, 4, 73-77.
- DESJARDINS C., J.-D. DUTIL et R. GÉLINAS (1983). Contamination d'anguille (*Anguilla rostrata*) du bassin du fleuve Saint-Laurent par les biphényles polychlorés. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 144, 55 p.
- DEY W.P., T.P. PECK, C.E. SMITH et G.L. KREAMER (1993). Epizootology of hepatic neoplasia in Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) from the Hudson River estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50, 1897-1907.
- DUTIL J.-D. (1984). Electrolyte changes of serum and muscle, and related mortalities in maturing *Anguilla rostrata* migrating down the St. Lawrence Estuary (Canada). *Helgol. Meeresunters.*, 37, 425-432.
- DUTIL J.-D., M. BESNER et S.D. McCORMICK (1987). Osmoregulatory and ionoregulatory changes and associated mortalities during the transition of maturing American eels to a marine environment. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 1, 175-190.
- DUTIL J.-D. et R. LALLIER (1984). Testing bacterial infection as a factor involved in the mortality of catadromous eels (*Anguilla rostrata*) migrating down the St. Lawrence Estuary (Canada). *Nat. Can.*, 111, 395-400.
- DUTIL J.-D., B. LÉGARÉ et C. DESJARDINS (1985). Discrimination d'un stock de poisson, l'anguille (*Anguilla rostrata*), basée sur la présence d'un produit chimique de synthèse, le mirex. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 455-458.
- DUTIL L.T., C.M. COUILLARD et D. BÉLANGER (1997a). An epidemiologic study on external lesions of American eels (*Anguilla rostrata*) from Lake Ontario and the St. Lawrence River, Canada: results from a processing plant survey. *Prev. Vet. Med.*, 31, 19-32.
- DUTIL L.T., D. BÉLANGER et C.M. COUILLARD (1997b). An epidemiological study on external lesions and mortalities of American eels (*Anguilla rostrata*) from Lake Ontario and the St. Lawrence River, Canada: telephone survey with eel fishermen. *Prev. Vet. Med.*, 31, 33-50.
- ELLIOTT M., K.L. HEMINGWAY, D. KRUEGER, R. THIEL, K. HYLLAND, A. ARUKWE, L. FORLIN et M. SAYER (2003). From the individual to the population and community responses to pollution. Dans : *Effects of Pollution on Fish. Molecular Effects and Population Responses*. LAWRENCE, A. et K. HEMINGWAY (Éditeurs). Blackwell Science, Oxford, UK, pp. 221-255.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DE L'ÉPERLAN ARC-EN-CIEL (2003). *Plan d'action pour le rétablissement de l'éperlan Arc-en-Ciel (Osmerus mordax), population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent*. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Quebec, Canada. 35 p.
- FAIRCHILD W.L., E.O. SWANSBURG, J.T. ARSENEAULT et S.B. BROWN (1999). Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*) represent a case of endocrine disruption? *Environ. Health Persp.*, 107, 349-357.
- FERNANDEZ M.P., M.G. IKONOMOU, S.C. COURTENAY et I.I. WIRGIN (2004). Spatial variation in hepatic levels and patterns of PCBs and PCDD/Fs among young-of-the-year and adult Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) in the Hudson River Estuary. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 976-983.
- GAGNON M.M., J.J. DODSON, M.E. COMBA et K.L.E. KAISER (1990). Congener-specific analysis of the accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) by aquatic organisms in the maximum turbidity zone of the

- St. Lawrence Estuary, Quebec, Canada. *Sci. Total Environ.*, 97/98, 739-759.
- GOBEIL C., Y. CLERMONT et G. PAQUETTE (1998). Concentrations en mercure, plomb et cadmium chez diverses espèces de poissons de fond, de poissons pélagiques et de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay. *Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat.*, 1011, 83 p.
- GRAY M.A., A.R. CURRY et K.R. MUNKITTRICK (2002) Non-lethal sampling methods for assessing environmental impacts using a small-bodied sentinel fish species. *Wat. Qual. Res. J. Can.*, 37, 195-211.
- GREGORY-EAVES I., M.J. DEMER, L. KIMPE, E.M. KRÜMMEL, R.W. MACDONALD, B.P. FINNEY et J.M. BLAIS (2007). Tracing salmon-derived nutrients and contaminants in freshwater food webs across a pronounced spawner density gradient. *Environ. Toxicol. Chem.*, 39, 7020-7026.
- HAYES M.A., I.R. SMITH, T.H. RUSHMORE, T.L. CRANE, C. THORN, T.E. KOCAL et H.W. FERGUSON (1990). Pathogenesis of skin and liver neoplasms in white suckers from industrially polluted areas in Lake Ontario. *Sci. Total Environ.*, 94, 105-123.
- HICKIE B.E., M.C.S. KINGSLEY, P.V. HODSON, D.C.G. MUIR, P. BÉLAND et D. MACKAY (2000). A modelling-based perspective on the past, present and future polychlorinated biphenyl contamination of the St Lawrence beluga whale (*Delphinapterus leucas*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57, 101-112.
- HINCK J.E., V.S. BLAZER, N.D. DENSLOW, K.R. ECHOLS, R.W. GALE, C. WIESER, T.W. MAY, M. ELLERSIECK, J.J. COYLE et D.E. TILLITT (2008). Chemical contaminants, health indicators, and reproductive biomarker responses in fish from rivers in the Southeastern United States. *Sci. Tot. Environ.*, 390, 538-557.
- HODSON P.V., C. DESJARDINS, É. PELLETIER, M. CASTONGUAY, R. McLEOD et C.M. COUILLARD (1992). Baisse de la pollution chimique des anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) capturées dans l'estuaire du Saint-Laurent. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.*, 1876, 60 p.
- HODSON P.V., M. CASTONGUAY, C.M. COUILLARD, C. DESJARDINS, É. PELLETIER et R. McLEOD (1994a). Spatial and temporal variations in chemical contamination of American eels, *Anguilla rostrata*, captured in the Estuary of the St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 464-478.
- HODSON P.V., É. PELLETIER, R. McLEOD, J. HELLOU, B. SAINTE-MARIE, C.M. COUILLARD et J.M. SÉVIGNY (1994b). Chemical contamination of surface sediments and biota of the Saguenay Fjord. *Can. Manuscript Report Fish. Aquat. Sci.*, 2270, 97-104.
- INTERNATIONAL JOINT COMMISSION (1989). *Revised Great Lakes Water Quality Agreement of 1978. As amended by protocol signed November 18, 1987*. National Research Council of the United States and the Royal Society of Canada. National Academy Press, Washington, DC, USA. 64 p.
- JORGENSEN E.H., B.E. BYE et M. JOBLING (1999). Influence of nutritional status on biomarker responses to PCB in the Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Aquat. Toxicol.*, 44, 233-244.
- JORGENSEN E.H., M.M. VIJAYAN, J.-E.A. KILLIE, N. ALURU, O. AAS-HANSEN et A.G. MAULE (2006). Toxicokinetics and effects of PCBs in arctic fish: a review of studies on arctic charr. *J. Toxicol. Environ. Health A*, 69, 37-52.
- KELLY B.C., S.L. GRAY, M.G. IKONOMOU, J.S. MacDONALD, S.M. BANDIERA et G. HRYCAY (2007). Lipid reserve dynamics and magnification of persistent organic pollutants in spawning sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) from the Fraser River, British Columbia. *Environ. Sci. Technol.*, 41, 3083-3089.
- KHAN R.A. et J. KICENIUK (1988). Effects of petroleum aromatic hydrocarbons on monogeneids parasitizing Atlantic cod, *Gadus morhua* L. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 41, 94-100.
- LACROIX A., M. FOURNIER, M. LEBEUF, J.J. NAGLER, D.G. CYR. (2001). Phagocytic response of macrophages from the pronephros of American plaice (*Hipoglossoides platessoides*) exposed to contaminated sediments from Baie des Anglais, Quebec. *Chemosphere*, 45, 599-607.
- LAIR S., Y. HIGGINS, D.BÉLANGER, L. BERTHIAUME, Y. DE LAFONTAINE et D. MARTINEAU (1997). Jaw ulcers in Atlantic tomcod, *Microgadus tomcod* (Walbaum) from the St. Lawrence River. *J. Fish Dis.*, 20, 11-17.
- LANG T., S. MELLERGAARD, W. WOSNIOK, V. KADAKAS et K. NEUMANN (1999). Spatial distribution of grossly visible diseases and parasites in flounder

- (*Platichthys flesus*) from the Baltic Sea: A synoptic survey. *ICES J. Mar. Sci.*, 56, 138-147.
- LAW R.J., M. ALAEE, C.R. ALLCHIN, J.P. BOON, M. LEBEUF, P. LEPOM et G.A. STERN (2003). Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. *Environ. International*, 29, 757-770.
- LEBEUF M., Y. ST-PIERRE, Y. CLERMONT, C. GOBEIL (1999). *Concentrations de biphenyles polychlorés (BPC) et de pesticides organochlorés chez trois espèces de poissons de fond de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay*. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat., 1059, 108 p.
- LEBEUF M., M. NOËL et Y. CLERMONT (2002). *La contamination des ressources marines par les toxiques. Fiches sur les indicateurs de suivi de l'état du Saint-Laurent*. Bureau de coordination de Saint-Laurent Vision 2000, Ste-Foy, QC, Canada. 6 p.
- LEBEUF M. et T. NUNES (2005). PCBs and OCPs in sediment cores from the lower St. Lawrence Estuary, Canada: evidence of fluvial inputs and time lag in delivery to coring sites. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 1470-1478.
- LEBEUF M., C.M. COUILLARD, B. LÉGARÉ et TROTTIER (2006). Effects of DeBDE and PCB-126 on hepatic concentrations of PBDEs and methoxy-PBDEs in Atlantic tomcod. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 3211-3216.
- LEBEUF M., N. NOËL, S. TROTTIER et L. MEASURES (2007). Temporal trends (1987-2002) of persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) chemicals in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Sci. Tot. Environ.*, 383, 216-231.
- LEBLANC J., C.M. COUILLARD et J.-C. BRÊTHES (1997). Modifications of the reproductive period in mummichog (*Fundulus heteroclitus*) living downstream from a bleached kraft pulp mill in the Miramichi Estuary, New Brunswick, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 2564-2573.
- LEE, K., J.J., NAGLER, M. FOURNIER, M. LEBEUF et D.G. CYR. (1999). Toxicological characterization of sediments from Baie des Anglais on the St. Lawrence Estuary. *Chemosphere*, 39, 1019-1035.
- LE MER C., R.L. ROY et D. MALTAIS (2007). Effects of pesticides on steroid production by gonadal tissues from threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Dans :
- Proceedings of the 34th Annual Aquatic Toxicity Workshop*. KIDD, K.A., R.A. JARVIS, K. HAYA, K. DOE et L.E. BURRIDGE (Éditeurs). Halifax, NS, 30 sept-2 oct., 2007. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2793: xvii + 273 p.
- LESAGE V., M.O. HAMMILL et K.M. KOVACS (2001). Marine mammals and the community structure of the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada: Evidence from stable isotope analysis. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 210, 203-221.
- MAILHOT Y., J. SCROSATI et D. BOURBE (1988). *La population du Poulamon Atlantique de la Pérade : bilan, état de la situation actuelle en 1988 et nouveaux aspects de l'écologie de l'espèce*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Trois-Rivières, QC, Canada, 76 p.
- MARCOGLIESE D.J., J.J. NAGLER et D.G. CYR (1998). Effects of Exposure to contaminated sediments on the parasite fauna of American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.*, 61, 88-95.
- MARCOGLIESE D.J., M. FOURNIER, A. LACROIX et D.G. CYR (2001). Non-specific immune response associated with infections of lymphocystis disease virus in American plaice, *Hippoglossoides platessoides* (Fabricius). *J. Fish Dis.*, 24, 121-124.
- MARTINEAU D., K. LEMBERGER, A. DALLAIRE, P. LABELLE, T.P., LIPSCOMB, P., MICHEL et I. MIKAELIAN (2002). Cancer in wildlife, a case study: beluga from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada. *Environ. Health Persp.*, 110, 1-8.
- MINIER C., F. LEVY, D. RABEL, G. BOCQUENÉ, D. GODEFROY, T. BURGEOT, F. LÉBOULENGER (2000). Flounder health status in the Seine Bay. A multibiomarker study. *Mar. Environ. Res.*, 50, 373-377.
- MOREAU G. et C. BARBEAU (1982). Les métaux lourds comme indicateurs d'origine géographique de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39, 1004-1011.
- MUNKITTRICK K.R., M.E. McMASTER, L.H. McCARTHY, M.R. SERVOS et G.J. VAN DER KRAAK (1998). An overview of recent studies on the potential of pulp-mill effluents to alter reproductive parameters in fish. *J. Toxicol. Environ. Health B Crit. Rev.*, 1, 347-371.
- MYERS M.S., L.L. JOHNSON et T.K. COLLIER (2003). Establishing the causal relationship between polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure and hepatic

- neoplasms and neoplasia-related liver lesions in English sole (*Pleuronectes vetulus*). *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 9, 67-94.
- NAGLER J.J. et D.G. CYR (1997). Exposure of male American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) to contaminated marine sediments decreases the hatching success of their progeny. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16, 1733-1738.
- NOZÈRES C.A. (2006) *Régime alimentaire du béluga, Delphinapterus leucas, de l'estuaire du Saint-Laurent, Canada, tel que révélé par l'analyse des acides gras du lard*. Mémoire de maîtrise, Département de biologie, Université Laval, Qc, Canada, 207 p.
- OIKARI A. (2006). Caging techniques for field exposures of fish to chemical contaminants. *Aquat. Toxicol.*, 78, 370-381.
- PALSTRA A. P., V.J.T. VAN GINNEKEN, A. J. MURK et G. E. E. J. M. VAN DEN THILLART (2006). Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? *Naturwissenschaften*, 93, 145-148.
- PELLETIER, E., I. DESBIENS, P. SARGIAN, N. CÔTÉ, A. CURTOSI et R. ST-LOUIS (2009). Présence des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les compartiments biotiques et abiotiques de la rivière et du fjord du Saguenay. *Rev. Sci Eau*, ce numéro.
- PHILLIPS D.H. et M. CASTEGNARO (1999). Standardization and validation of DNA adduct postlabelling methods: Report of interlaboratory trials and production of recommended protocols. *Mutagenesis*, 14, 301-315.
- POTTINGER T.G., T.R. CARRICK et W.E. YEOMANS (2002). The three-spined stickleback as an environmental sentinel: Effects of stressors on whole-body physiological indices. *J. Fish Biol.*, 61, 207-229.
- ROBINET T. et E. FEUNTEUN (2002). Sublethal effects of exposure to chemical compounds: A cause for the decline in Atlantic eels? *Ecotoxicol.*, 11, 265-277.
- ROY R.L., S.C. COURTENAY, P. ROBICHAUD et Y. MORIN (2001). Vitellogenin levels in smooth flounder from the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Dans : *Proceedings of the 22nd Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, Baltimore, MD, USA, 11-15 novembre 2001, pp. 220-221.
- ROY R.L., Y. MORIN, S.C. COURTENAY et P. ROBICHAUD (2004) Purification of vitellogenin from smooth flounder (*Pleuronectes putnami*) and measurement in plasma by homologous ELISA. *Comp. Biochem. Physiol. B*, 139, 235-244.
- SALO H.M., N. HÉBERT, C. DAUTREMEPUITS, P. CEJKA, D.G. CYR et M. FOURNIER (2007). Effects of Montreal municipal sewage effluents on immune responses of juvenile female rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.*, 84, 406-414.
- SAVARD M. (2004). *Étude toxicologique sur la consommation de poisson de pêche blanche sur le fjord du Saguenay*. Mémoire de maîtrise en ressources renouvelables, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Qc, Canada, 371 p.
- SCHEUHAMMER A.M., M.W. MEYER, M.B. SANDHEIRICH et M.W. MURRAY (2007). Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio*, 36, 12-18.
- SCHLEZINGER J.J., W.D.J. STRUNTZ, J.V. GOLDSTONE et J.J. STEGEMAN (2006). Uncoupling of cytochrome P4501A and stimulation of reactive oxygen species production by co-planar polychlorinated biphenyl congeners. *Aquat. Toxicol.* 77, 422-432.
- SCOTT W.B. et M.G. SCOTT (1988). Atlantic fishes of Canada. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, 219, 1-731.
- SÉVIGNY, J.-M., A. VALENTIN, A. TALBOR et N. MÉNARD (2009). Connectivité entre les populations du fjord du Saguenay et celles du golfe du Saint-Laurent. *Rev. Sci. Eau*, ce numéro.
- SMITH J.N. et E.M. LEVY (1990). Geochronology for polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in sediments of the Saguenay Fjord. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 874-879.
- THOMPSON B., T. ADELSBACH, C. BROWN, J. HUNT, J. KUWABARA, J. NEALE, H. OHLENDORF, S. SCHWARZBACH, R. SPIES et K. TABERSKI (2007). Biological effects of anthropogenic contaminants in the San Francisco Estuary. *Environ. Res.*, 105, 156-174.
- VAN DEN BERG B.M., L. BIRNBAUM, A.T. BOSVELD, B. BRUNSTROM, P. COOK, M. FEELEY, J.P. GIESY, A. HANBERG, R. HASEGAWA, S.W. KENNEDY, T. KUBIAK, J.C. LARSEN, F.X. VAN LEEUWEN, A.K. LIEM, C. NOLT, R.E. PETERSON, L. POELLINGER, S. SAFE, D. SCHRENK, D. TILLITT, M. TYSKLIND, M. YOUNES, F. WAERN et T. ZACHAREWSKI (1998). Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs,

- PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.*, 106, 775-792.
- VAN DER OOST R., J. BEYER et N.P.E. VERMEULEN (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 13, 57-149.
- VAN LOVEREN H., P.S. ROSS, A.D. OSTERHAUS et J.G. VOS (2000). Contaminant-induced immunosuppression and mass mortalities among harbor seals. *Toxicol. Lett.* 112-113, 319-324.
- VIGLINO L., É. PELLETIER et L.E.J. LEE (2006). Butyltin species in benthic and pelagic organisms of the Saguenay fjord (Canada) and imposex occurrence in common whelk (*Buccinum undatum*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 50, 45-59.
- WALKER M.K. et R.E. PETERSON (1991). Potencies of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners, relative to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin, for producing early life stage mortality in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.*, 21,2 19-238.
- WALSH G. et FITZGERALD, G.J. (1984). Biais inhérents à l'analyse de l'alimentation des poissons. Cas de trois espèces d'épinoches (*Gasterosteidae*). *Nat. Can.*, 111, 193-202.
- WARING C.P. et A. MOORE (2004). The effect of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer. *Aquat. Toxicol.*, 66, 93-104.
- WGBEC (2003). *Report of the working group on biological effects of contaminants*, Tromsø, Norvège, 31 mars-4 avril 2003, ICES CM 2003/E:06.
- WHITE L. et J. FRANK (1997). *Évaluation du milieu marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, Programme d'étude des produits toxiques*, Pêches et Océans Canada, Dartmouth, NS, Canada, 128 p.
- WHITFIELD A.K. et M. ELLIOTT (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.*, 61 suppl. A, 229-250.
- WIRGIN I., C. GRUNWALD, S. COURTENAY, G.-L. KREAMER, W.L. REICHERT et J.E. STEIN (1994). A biomarker approach to assessing xenobiotic exposure in Atlantic tomcod from the North American Atlantic coast. *Environ. Health Perspect.*, 102, 764-770.
- WIRGIN I. et J.R., WALDMAN (2004). Resistance to contaminants in North American fish populations. *Mutat. Res.*, 552, 73-100.
- YEARDLEY Jr R.B., J.M. LAZORCHAK et S.G. PAULSEN (1998). Elemental fish tissue contamination in northeastern U.S. lakes: evaluation of an approach to regional assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17, 1875-1884.
- YUAN Z., M. WIRGIN, S. COURTENAY, M. IKONOMOU et I. WIRGIN (2001). Is hepatic cytochrome P4501A1 expression predictive of hepatic burdens of dioxins, furans, and PCBs in Atlantic tomcod from the Hudson River Estuary? *Aquat. Toxicol.*, 54, 217-230.
- YUEN B.B.H. et D.W.T. AU (2006). Temporal changes of ethoxyresorufin-*O*-deethylase (EROD) activities and lysosome accumulation in intestine of fish on chronic exposure to dietary benzo[*a*]pyrene: Linking EROD induction to cytological effects. *Environ. Toxicol. Chem.*, 25, 2593-2600.