

Université du Québec  
INRS-Eau

**Les carcasses de poisson : vecteurs de mercure dans les eaux douces ?**

Par

José Sarica

Mémoire  
présenté comme exigence partielle de la  
Maîtrise ès Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur externe

Marc Lucotte  
Institut des Sciences de l'Environnement  
Université du Québec à Montréal

Examineur interne

André Tessier  
INRS-Eau  
Université du Québec

Directeur de recherche

Marc Amyot  
INRS-Eau  
Université du Québec

Co-directeur de recherche

Landis Hare  
INRS-Eau  
Université du Québec

Août 2001



*À Corinne et à Francis*



## Remerciements

Les analyses effectuées dans le contexte de l'étude et la rédaction de ce mémoire m'ont permis d'atteindre les objectifs que je m'étais fixés au début de cette maîtrise, à savoir, atteindre une certaine autonomie et développer mon sens critique. De tels apprentissages ont nécessité de la part de mon directeur de recherche, de la patience et de la confiance. C'est pourquoi, je tiens à remercier bien chaleureusement Marc Amyot pour ces deux qualités essentielles ainsi que pour tous ses judicieux conseils. J'aimerais également remercier mon co-directeur de recherche, Landis Hare, pour ses encouragements et ses commentaires toujours formulés avec grandes diplomatie et gentillesse. Cette recherche a été subventionnée par les fonds de recherche CRSNG et FCAR de Marc Amyot.

Cette recherche n'aurait pas abouti sans l'aide de personnes qui ont grandement facilité mon travail. Tout d'abord, je remercie Marie-Renée Doyon pour son aide extrêmement précieuse sur le terrain et en laboratoire ainsi que pour sa gentillesse; un grand merci à Les Stanfield, Bonnie Anderson et les élève de l'école Wilmot (Orono, Ontario). Je remercie également les techniciens de recherche de l'INRS-Eau pour leur aide en laboratoire et plus particulièrement, René Rodrigue, Michèle Bordeleau, Sylvie Saint-Pierre et Pauline Fournier ainsi que l'aide de Jord Orvoine. Un grand merci à mes ami(e)s de l'INRS-Eau, Marie-Noële Croteau, Pierre Marcoux, Céline Gallon, Louis Croisetière, Janick Lalonde, Anick Giguère, Alexandre Poulain, Catalina Alfaro de la Torre, Anne Gosselin qui m'ont permis de rédiger ce travail dans une atmosphère chaleureuse et pleine d'optimisme.

En dehors de l'INRS-Eau, le travail se poursuit et le soutien de personnes chères a beaucoup contribué à l'aboutissement de ce mémoire. Merci à mon ami Gaétan pour sa bonne humeur au quotidien, à Daniel, à Alain, à Zachary, à André, à Nathalie, à Yves, à Manon, à Sandrine et à Jordan. Je remercie également bien chaleureusement mes parents. Ce mémoire est certes dédié à deux personnes mais une dédicace, à mes yeux, ne leur suffisaient pas tant leur aide est ineffable. C'est pourquoi, je remercie, encore une fois, avec toute ma reconnaissance, Corinne Thomé et Francis Boudreau.

## Résumé

Il est établi que la majorité (jusqu'à 70 %) du méthylmercure au sein des systèmes aquatiques est retrouvée dans la chair des poissons ce qui représente un risque réel de contamination pour la consommation humaine. Pour l'heure, aucune étude ne s'est intéressée au devenir du méthylmercure lors de la mortalité naturelle des poissons en milieu aquatique. Pourtant, une telle information est essentielle à la compréhension du recyclage du mercure dans les écosystèmes aquatiques et pourrait modifier les estimés du temps de récupération d'un lac ou d'un cours d'eau après l'arrêt ou la baisse de la contamination en mercure.

Afin de vérifier cette hypothèse, nous avons tenté de mesurer un transfert de mercure issu des carcasses de poisson au sein des systèmes aquatiques en nous basant sur deux cas contrastés de mortalité naturelle : (1) lors de la mortalité massive du saumon du Pacifique après le frai dans un cours d'eau; (2) lors de la mortalité naturelle annuelle des communautés piscicoles au sein d'un lac.

Ces deux études démontrent dans les deux cas que les nécrophages (annélides : hirudinés, diptère : calliphoridés), en relation directe avec les carcasses, bioaccumulent le Hg à des concentrations pouvant être jusqu'à trois fois plus élevées que les concentrations dans les poissons morts. Par conséquent, une partie du méthylmercure issu des carcasses de poisson est réincorporé dans la chaîne trophique par nécrophagie. De plus, dans la frayère, nos résultats suggèrent que la mortalité massive du saumon quinnat, après le frai, entraîne une augmentation significative dans les concentrations en mercure total entre l'amont et l'aval du site de frai à la fois, dans l'eau (+ 57 %), dans les sédiments (+ 15 %) et dans certains invertébrés aquatiques (tipulidés : + 49 %; trichoptères : + 225 %). Quant au système lacustre, étant donné la densité peu élevée de carcasses, l'augmentation de Hg dans les sédiments, visualisée entre le 6<sup>e</sup> et le 13<sup>e</sup> jour de décomposition, ne semble pas se maintenir. En effet, après la période de décomposition (20 jours), les concentrations de Hg total dans les sédiments semblent revenir aux concentrations initiales. Cette diminution serait attribuée à l'ingestion des débris de poissons morts par les invertébrés benthiques détritivores.

D'autres conclusions concernant la décomposition des carcasses au sein des systèmes aquatiques sont retenues. Seules certaines espèces de sangsue sont observées dans ou à proximité des carcasses de poisson au sein d'un lac. Il est probable que la présence de ces hirudinés empêche, par une relation prédateur-proie, l'intervention des autres taxons d'invertébrés dans la décomposition des poissons morts. Dans la rivière à saumons, aucun invertébré aquatique n'a été visualisé sur les saumons morts; seuls des invertébrés terrestres (diptères, calliphoridés) sont retrouvés dans les carcasses partiellement ou totalement émergées.

Enfin, nos résultats obtenus pour la remise en solution des nutriments dérivant des carcasses de saumon confirment les résultats d'autres études, affirmant que les saumons constituent une source allochtone de nutriments très importante pour les systèmes aquatiques. En effet, des augmentations significatives dans les concentrations en nutriments observées entre l'amont et l'aval du site de frai au sein de la frayère sont de 2.4 fois plus élevées pour le phosphore total, 4.3 fois plus élevées pour les nitrates, 16 fois plus élevées pour l'ammonium et 2.4 fois plus élevées pour le carbone organique total.

Il semble, par conséquent, que les carcasses de poisson constituent un vecteur de Hg au sein des systèmes aquatiques. De plus, pour les cours d'eau recevant annuellement des saumons morts, les carcasses représentent un vecteur important de nutriments.



## Table des matières

Remerciements.....	V
Résumé.....	VII
Table des matières.....	IX
Liste des figures.....	XIII
Liste des tableaux.....	XVII
<b>1. Introduction générale.....</b>	<b>1</b>
<b>2. Le devenir du méthylmercure lors de la mortalité massive du saumon du Pacifique après le frai.....</b>	<b>7</b>
2.1 Introduction.....	7
2.1.1 Saumons du Pacifique - genre <i>Oncorhynchus</i> .....	8
2.1.2 Cycle de vie du saumon quinnat ( <i>O. tshawytscha</i> ) dans le lac Ontario.....	9
2.1.3 Impacts des carcasses de saumon sur la productivité primaire et secondaire au sein des rivières.....	11
2.1.4 Impacts des carcasses de saumon sur les communautés biologiques aquatiques et terrestres.....	13
2.1.4.1 Interaction avec les invertébrés.....	13
2.1.4.1.1 Interaction avec les invertébrés aquatiques.....	14
2.1.4.1.2 Interaction avec les invertébrés terrestres.....	16
2.1.4.2 Interaction avec les vertébrés.....	18
2.2 Matériel et méthodes.....	22
2.2.1 Sites d'échantillonnage.....	22
2.2.2 Échantillonnage.....	23
2.2.2.1 Prélèvement des échantillons.....	23
2.2.2.1.1 Prélèvement de l'eau.....	24
2.2.2.1.2 Prélèvement des sédiments.....	25
2.2.2.1.3 Prélèvement des invertébrés aquatiques et terrestres.....	25
2.2.2.1.4 Prélèvement des tissus et des œufs de saumon quinnat.....	26
2.2.3 Analyses en laboratoires.....	27
2.2.3.1 Mercure total.....	27
2.2.3.1.1 Hg dans l'eau.....	27
2.2.3.1.2 Hg dans les sédiments.....	28
2.2.3.1.3 Hg dans les invertébrés et les œufs de saumons.....	29
2.2.3.1.4 Dans la chair des poissons.....	29
2.2.3.2 Autres analyses dans l'eau.....	31
2.2.3.2.1 Nitrates.....	31
2.2.3.2.2 Ammonium.....	31
2.2.3.2.3 Phosphore total.....	31
2.2.3.2.4 Carbone organique dissous.....	32
2.2.3.3 Analyses statistiques.....	32
2.3 Résultats et discussion.....	34

2.3.1	Le transfert du méthylmercure lors de la décomposition des carcasses de saumon dans une frayère du lac Ontario.....	34
2.3.1.1	Concentration de Hg total dans les tissus de saumon quinnat.....	34
2.3.1.1.1	Hg total dans la chair et dans le foie des saumons.....	34
2.3.1.1.2	Durée du temps de décomposition en fonction de l'état d'immersion des carcasses.....	36
2.3.1.1.3	Hg total dans les œufs de saumon quinnat.....	37
2.3.1.2	Hg total dans l'eau.....	38
2.3.1.2.1	Carbone organique total.....	41
2.3.1.3	Hg total dans les sédiments.....	43
2.3.1.4	Hg total dans les invertébrés aquatiques et terrestres.....	44
2.3.2	La remise en solution des nutriments ( $\text{NO}_3^+$ , $\text{NH}_4^+$ et P total) lors de la décomposition des carcasses de saumon au sein du ruisseau Wilmot.....	47
2.4	Conclusions.....	49
<b>3.</b>	<b>Le devenir du méthylmercure lors de la mortalité naturelle annuelle des poissons dans un lac.....</b>	<b>51</b>
3.1	Introduction.....	51
3.1.1	Définitions de certains concepts écologiques.....	51
3.1.1.1	Mortalité naturelle.....	51
3.1.1.2	Importance relative de la sénescence sur le taux annuel de mortalité naturelle.....	52
3.1.2	Le devenir des carcasses dans les lacs.....	53
3.1.3	La décomposition des carcasses au sein d'un lac.....	54
3.1.4	Comparaison du flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson au flux de déposition de méthylmercure par les particules au sein d'un lac.....	55
3.1.4.1	Calculs du flux de déposition de méthylmercure par les particules en milieu lacustre.....	56
3.1.4.2	Calculs et comparaison du flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson au flux de déposition de méthylmercure par les particules dans le lac Mouse et dans le lac Ranger (Ontario).....	58
3.2	Matériel et méthodes.....	62
3.2.1	Site d'échantillonnage.....	62
3.2.2	Espèce étudiée.....	62
3.2.3	Description du dispositif expérimental.....	64
3.2.3.1	Structure de la cage.....	65
3.2.3.2	Disposition des carcasses.....	66
3.2.4	Échantillonnage.....	67
3.2.4.1	Dates d'échantillonnage.....	67
3.2.4.2	Prélèvement des échantillons.....	67
3.2.4.2.1	Prélèvement des carcasses.....	67
3.2.4.2.2	Prélèvement des sédiments.....	68
3.2.5	Analyses en laboratoire.....	70
3.2.6	Analyses statistiques.....	70
3.3	Résultats et discussion.....	71

3.3.3	Impact des poissons sur la biodiversité benthique.....	71
3.3.1.1	Richesse spécifique des macroinvertébrés.....	71
3.3.1.2	Densité des communautés benthiques.....	74
3.3.1.3	Répartition des deux espèces de sangsue, <i>Nephelopsis obscura</i> et <i>Haemopsis</i> sp., en fonction de leur écologie.....	75
3.3.1.3.1	Le régime alimentaire d' <i>Haemopsis</i> sp.....	77
3.3.1.3.2	Le régime alimentaire de <i>N. obscura</i> .....	78
3.3.1.4	Résumé de l'impact des poissons morts sur la biodiversité benthique du lac Laflamme.....	78
3.3.2	Le transfert du mercure de carcasses d'achigan en décomposition au sein du lac Laflamme.....	79
3.3.2.1	Le mercure dans les achigans à petite bouche.....	79
3.3.2.2	Le transfert du mercure des poissons en décomposition vers les sédiments du lac Laflamme.....	80
3.3.2.3	Le transfert du mercure des poissons en décomposition vers les invertébrés du lac Laflamme.....	82
3.4	Conclusions.....	88
4.	Conclusions générales.....	89
	Références.....	92



## Liste des figures

<i>Figure 1.1</i>	Cycle global du mercure. Issu de Morel <i>et al.</i> (1998). MRC (Modern Rate of Change for global reservoir) signifie taux récents de changements du réservoir global. Hg(II) correspond à tout le Hg dans l'état d'oxydation II.....	1
<i>Figure 1.2</i>	Représentation schématique des connaissances scientifiques acquises sur les transferts de méthylmercure à l'intérieur des poissons et sur le transfert de méthylmercure encore indéterminé après la mort des poissons au sein des systèmes aquatiques.....	4
<i>Figure 1.3</i>	Microcosme mesurant le mercure issu de la décomposition d'une carcasse de poisson (Bloom et Kuhn, 1996, non publié).....	4
<i>Figure 2.1</i>	Cycle de vie du saumon quinnat anadrome dans le ruisseau Wilmot et dans le lac Ontario (Ontario, Canada). Cinq stades majeurs sont représentés; (1) frai automnale suivie de la mortalité de tous les adultes; (2) incubation des œufs durant l'hiver; (3) émergence des juvéniles au printemps; (4) croissance des juvéniles dans le ruisseau Wilmot (1-2 ans) et migration vers le lac Ontario; (5) vie adulte dans le lac Ontario pendant 4-5 ans et frai dans le ruisseau Wilmot.....	10
<i>Figure 2.2</i>	Principaux facteurs intervenant dans le transfert des nutriments dérivant des carcasses de saumon au sein des écosystèmes aquatiques et terrestres. Inspiré de Cederholm <i>et al.</i> (1999)...	20
<i>Figure 2.3</i>	Localisation et représentation du ruisseau Wilmot (Municipalité de Clarington, Ontario). Issu de Stanfield <i>et al.</i> (1996, données non publiées). Conc. signifie concession.....	22
<i>Figure 2.4</i>	[Hg total] en mg/Kg (poids sec) dans le foie et dans le muscle dorsal des dix saumons quinnat au sein du ruisseau Wilmot prélevés en aval du site de frai et au niveau du site de frai. L'écart-type est représenté. Deux lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements.....	35
<i>Figure 2.5</i>	Temps de décomposition totale (jour) en fonction de l'état d'immersion de la carcasse de saumon quinnat. L'écart-type est représenté. Deux lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements. L'écart-type est représenté.....	36
<i>Figure 2.6</i>	[Hg total] dans l'eau en ng/L mesurées dans le ruisseau Wilmot (R.W.) en amont du site de frai, sur le site de frai et en aval du site de frai ainsi que dans la rivière Ganaraska (S.T = Site Témoin). L'écart-type est représenté.....	39
<i>Figure 2.7</i>	[COT] en mg/L au sein du ruisseau Wilmot (R.W.), en amont du site de frai, sur le site de frai, en aval du site de frai ainsi que dans la rivière Ganaraska (S.T). L'écart-type est représenté.....	41
<i>Figure 2.8</i>	[Hg total] dans les sédiments en ng/g (poids sec) au sein du ruisseau Wilmot (R.W.), en amont du site de frai, sur le site de frai, en aval du site de frai ainsi que dans la rivière Ganaraska (S.T). L'écart-type est représenté.....	43
<i>Figure 2.9</i>	a) [P total] en mg/L, b) [NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] en µg-N/L et c) [NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] en mg/L au sein de du ruisseau Wilmot (R.W.) en amont du site de frai, au niveau du site de frai et en aval du site de frai. Les concentrations sont également présentées pour la rivière Ganaraska (S.T). L'écart-type est représenté.....	48
<i>Figure 3.1</i>	Représentation des flux particuliers de mercure total et de méthylmercure dans le lac Little Rock (Wisconsin) mesurés à partir de l'étude de Hurley <i>et al.</i> (1991) et estimés avec les données de Watras <i>et al.</i> (1995).....	57

<i>Figure 3.2</i>	Carte bathymétrique du lac Laflamme (Parc des Laurentides, Québec) et visualisation de l'emplacement du transect dans la zone littorale.....	64
<i>Figure 3.3</i>	Photographie prise à deux mètres de profondeur dans le lac Laflamme et représentant le dispositif expérimental placé par des plongeurs autonomes. Une carcasse d'achigan recouverte d'un grillage est présentée.....	65
<i>Figure 3.4</i>	Photographies de la cage a) Avant la mise en place b) Emplacement sous l'eau au dessus d'un poisson mort.....	65
<i>Figure 3.5</i>	Photographie d'une carcasse non grillagée placée sur le fond du lac Laflamme (profondeur 2 m) à proximité d'un dialyseur à sédiment.....	66
<i>Figure 3.6</i>	Représentation schématique de la disposition des carottes et du filet benthique une fois le poisson mort enlevé sur le fond du lac Laflamme à deux mètres de profondeur. Les fonctions de chaque carotte et du filet benthique sont également indiquées.....	68
<i>Figure 3.7</i>	Effet de la classe de taille des achigans à petite bouche sur la richesse spécifique (S) à côté des carcasses grillagées durant toute la période de décomposition. L'installation des carcasses dans le lac Laflamme correspond à notre temps zéro. Les différents temps d'échantillonnage après l'installation des carcasses sont de + 1 jour, + 6 jours, + 13 jours et + 20 jours. L'écart-type est représenté.....	71
<i>Figure 3.8</i>	Comparaison de la richesse spécifique moyenne (S) dans les sédiments témoins (a), dans les sédiments à proximité des carcasses grillagées (b) et dans les sédiments à proximité des carcasses non grillagées (c) en fonction du temps de décomposition. L'écart-type est représenté.....	72
<i>Figure 3.9</i>	Richesse spécifique moyenne (S) dans les sédiments à côté et en dessous des carcasses non grillagées (a) et grillagées (b). L'écart-type est représenté.....	73
<i>Figure 3.10</i>	Nombre moyen d'individus de <i>Nephelopsis obscura</i> (a) et d' <i>Haemopsis</i> sp. (b) par carcasse ainsi que leur localisation respective par rapport à la carcasse en fonction du temps de décomposition. L'écart-type est représenté.....	76
<i>Figure 3.11</i>	[Hg total] en ng/g (poids sec) dans les sédiments de la zone littorale du lac Laflamme où se situaient les carcasses d'achigan de grande taille non grillagées (b), les carcasses grillagées (c) et dans une zone sans poissons morts (a). L'écart-type est représenté pour les sédiments témoins (a).....	80
<i>Figure 3.12</i>	[Hg total] en ng/g (poids sec) chez <i>Libellula</i> sp. en fonction du temps de décomposition dans les sédiments témoins (a) et dans les sédiments abritant les carcasses (grillagées et non grillagées) d'achigan (b). Un point représente un individu <i>Libellula</i> sp. de taille comprise entre 1.0 et 1.2 cm de long.....	83
<i>Figure 3.13</i>	[Hg total] en ng/g (poids sec) chez <i>Hyaella azteca</i> en fonction du temps de décomposition dans une zone témoin (a) et dans une zone abritant les carcasses d'achigan. Chaque point représente deux individus. L'écart-type est représenté.....	84
<i>Figure 3.14</i>	[Hg total] en ng/g (poids sec) chez <i>N. obscura</i> (sangsue) en fonction du temps de décomposition. Chaque point représente un individu (intervalle de confiance : 95 %; n = 10)..	85
<i>Figure 3.15</i>	[Hg total] en ng/g (tissu sec) chez <i>Haemopsis</i> sp. en fonction du temps de décomposition. Chaque point représente un individu (intervalle de confiance : 95 %; n = 4).....	86

*Figure 4.1* Transferts de mercure issu des carcasses de saumon au sein du ruisseau Wilmot. Les flèches représentent le pourcentage d'augmentation de la concentration en Hg total à partir du saumon mort pour les différents compartiments analysés. \* indique que les concentrations de référence utilisées pour déterminer le pourcentage d'augmentation des larves calliphoridés sont celles des adultes calliphoridés estimées à  $56 \pm 30$  ng/g (poids sec)..... 89

*Figure 4.2* Transferts de mercure lors de la mortalité naturelle annuelle des poissons au sein d'un lac. Les flèches représentent les pourcentages d'augmentation par rapport aux concentrations initiales mesurées pour chacun des compartiments. + 13 jours et + 20 jours représentent respectivement, la treizième et la vingtième journée de décomposition des carcasses..... 90



## Liste des tableaux

<i>Tableau 2.1</i>	Stratégie de reproduction selon l'espèce de saumon ou truite considérée comme appartenant au genre <i>Oncorhynchus</i> (inspiré de Cederholm <i>et al.</i> , 2000).....	9
<i>Tableau 2.2</i>	[Hg total] en mg/Kg (poids sec) dans le foie et dans la chair des saumons en fonction du lieu au sein du ruisseau Wilmot (aval du site de frai et site de frai) et en fonction du sexe des saumons. Les valeurs entre parenthèses représentent l'écart-type. Les concentrations en Hg total en fonction du lieu ont été obtenues en regroupant les saumons de sexe différent. Les concentrations en Hg total en fonction du sexe ont été obtenues en regroupant les saumons de même sexe en aval et au niveau du site de frai.....	34
<i>Tableau 2.3</i>	[Hg total] en ng/g (poids sec) retrouvée dans les œufs (n = 5/femelle).....	37
<i>Tableau 2.4</i>	[Hg total] en ng/g (poids sec) dans les invertébrés aquatiques retrouvés dans la rivière Ganaraska et dans le ruisseau Wilmot après la frai du saumon Quinнат. Les diptères calliphoridés (adulte et larve) ont directement été récoltés respectivement, sur et dans les carcasses de saumon et représentent les invertébrés terrestres. Les chiffres entre parenthèses représentent l'écart-type.....	44
<i>Tableau 3.1</i>	Représentation de quelques variables physiques et chimiques dans 23 lacs du Nord du Wisconsin (Watras <i>et al.</i> , 1995) et dans le lac Mouse et le lac Ranger en Ontario (Wong <i>et al.</i> , 1997) ainsi que les concentrations des différentes espèces de Hg dissoutes et particulières durant le printemps et l'automne. La taille des échantillons n'est pas précisée dans l'étude de Wong <i>et al.</i> (1997).....	56
<i>Tableau 3.2</i>	Présentation des différentes valeurs du taux annuel de mortalité naturelle en milieu lacustre et océanique mentionnées dans la littérature scientifique.....	59
<i>Tableau 3.3</i>	Estimation du flux de déposition de méthylmercure par les particules ( $\text{ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ ) dans le lac Mouse et le lac Ranger et biomasse totale (g) de la communauté piscicole pour ces deux lacs (McQueen et Mierle, communication personnelle, 2000).....	59
<i>Tableau 3.4</i>	[CH <sub>3</sub> Hg] en ng/g (poids humide) pour chaque espèce de poisson vivant dans le lac Mouse et le lac Ranger (McQueen et Mierle, communication personnelle, 2000) et flux de méthylmercure (mg/an) liés aux carcasses dans le lac Mouse et dans le lac Ranger en se basant sur deux valeurs du taux annuel (13 % et 50 %) de mortalité naturelle. Les valeurs entre parenthèses représentent l'écart-type.....	60
<i>Tableau 3.5</i>	Principales caractéristiques chimiques dans le lac Laflamme (Parc des Laurentides, Québec) mesurées durant l'été 1992 (D'Arcy, 1993).....	62
<i>Tableau 3.6</i>	Longueur, poids et date de prélèvement des Achigans placés dans le lac Laflamme en Juillet 2000.....	63
<i>Tableau 3.7</i>	Densité (nombre moyen d'individus/dm <sup>2</sup> ) des espèces retrouvées à la fois dans le site témoin et auprès des carcasses grillagées et non grillagées. Un test d'analyse de variance à une voie (p < 0.05) montre une différence significative pour la densité des chironomides dans les sédiments témoins par rapport à celles associées aux carcasses de poisson pour les différents temps de décomposition.....	74
<i>Tableau 3.8</i>	Nombre total de sangsues ( <i>Haemopsis</i> sp. et <i>Nephelopsis obscura</i> ) retrouvées dans le site témoin et dans le site contenant les carcasses de poisson.....	75
<i>Tableau 3.9</i>	[Hg total] en mg/Kg (poids humide et poids sec) dans la chair des achigans à petite bouche au fur et à mesure de la décomposition des carcasses.....	79



# 1. Introduction générale

Le mercure est un métal largement répandu dans l'environnement. Ses origines peuvent être naturelles et anthropiques (Mason *et al.*, 1994 ; Hudson *et al.*, 1994 ; Morel *et al.*, 1998). Les sources atmosphériques naturelles de Hg incluent le dégazage de la croûte terrestre, les éruptions volcaniques, les feux forestiers, les émissions biogéniques des espèces volatiles et particulaires ainsi que le dégazage des eaux de surface (Rasmussen, 1994). A l'instar d'autres éléments naturels, comme le phosphore et le soufre, le mercure chemine dans l'environnement par le biais d'un cycle biogéochimique complexe (figure 1.1), c'est-à-dire, un ensemble d'échanges entre les composantes biotiques et abiotiques du système (Morel *et al.*, 1998).

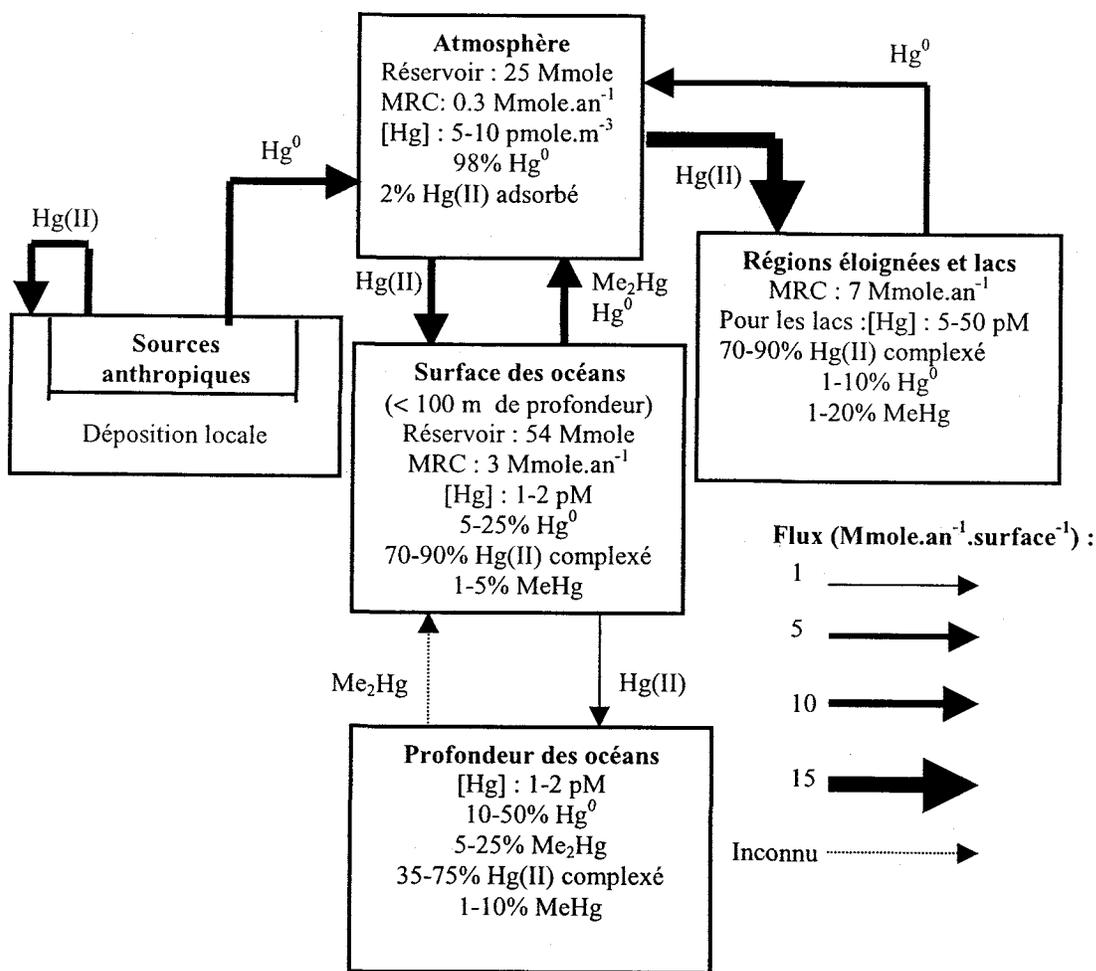


Figure 1.1 Cycle global du mercure. Issu de Morel *et al.* (1998). MRC (Modern Rate of Change for global reservoir) signifie taux récents de changements du réservoir global. Hg(II) correspond à tout le Hg dans l'état d'oxydation II.

Dans l'atmosphère, approximativement 95 % du mercure total est sous forme de mercure élémentaire  $\text{Hg}^0$  (Morel *et al.*, 1998). Le temps de séjour du Hg élémentaire dans l'atmosphère, d'une durée inférieure ou égale à un an, semble résulter de deux processus : (1) le mercure élémentaire se réoxyde très lentement en  $\text{Hg(II)}$ ; (2) la solubilité de  $\text{Hg}^0$  dans l'eau de pluie est plus faible que celle de  $\text{Hg(II)}$  (Munthe et McElroy, 1992; Fitzgerald et Mason, 1997, Lindberg, communication personnelle citée par Morel *et al.*, 1998). Le mercure dans l'eau atmosphérique est principalement sous forme de  $\text{Hg(II)}$  (Munthe, 1992). Cependant, une étude récente (Van Loon *et al.*, 2001) démontre que le mercure  $\text{Hg}^0$  dans les eaux de pluie peut se complexer aux sulfures d'hydrogènes et engendrer d'importants effets sur le taux de dépôt du Hg atmosphérique. La solubilité de tels complexes étant grande, les eaux de pluie ne seraient pas essentiellement constituées, par conséquent, de  $\text{Hg(II)}$ . Néanmoins, il est établi que le temps de séjour du Hg dans l'atmosphère est suffisante pour distribuer le mercure à l'échelle du globe et le déposer par la suite sur les terres, les lacs, la mer et les glaces loin des sources anthropiques. Une fois oxydé, 60 % du mercure atmosphérique est déposé sur la terre et 40 % dans l'eau, bien que les continents ne représentent que 30 % de la surface du globe (Mason *et al.*, 1994). De plus, bien que les émissions principales de mercure soient des sources ponctuelles concentrées dans les régions industrielles, la pollution par le mercure est planétaire, affectant même les régions les plus éloignées du globe (Fitzgerald *et al.*, 1998 ; Morel *et al.*, 1998). Ainsi, depuis la révolution industrielle, l'enrichissement en mercure des couches superficielles de sédiments lacustres suggère que le dépôt atmosphérique du Hg a augmenté d'un facteur trois à cinq (Rada *et al.*, 1989 ; Swain *et al.*, 1992), quoique dans certains cas, ces enrichissements sédimentaires peuvent résulter de processus diagénétiques (Gobeil *et al.*, 1999).

En milieu aquatique, les effets synergiques ou antagonistes des réactions d'oxydoréduction, d'adsorption-désorption, de complexation-dissolution, de méthylation-déméthylation contribuent à modifier les formes de mercure en le rendant plus ou moins biodisponible et plus ou moins toxique (Clarkson, 1976). L'une de ces formes, le méthylmercure ( $\text{CH}_3\text{Hg}$ ), est reconnue comme biologiquement toxique au-delà de certains seuils d'exposition. La méthylation du mercure inorganique ( $\text{Hg(II)}$ ) en mercure

organique ( $\text{CH}_3\text{Hg}$ ) se fait par l'action des bactéries sulfatoréductrices dans les sédiments anoxiques (Compeau et Bartha, 1985 ; Gilmour et Henry, 1991, Gilmour *et al.*, 1992) et autres compartiments environnementaux (périphyton, matières en suspension, tractus intestinaux, ect.). Précisons que la méthylation bactérienne nécessite de la matière organique comme source de mercure et d'énergie (Warren *et al.*, 1964; Grieb *et al.*, 1990 ; Spry et Wiener, 1991). De plus, le méthylmercure, comparé aux autres formes inorganiques de mercure, est très sujet à la bioaccumulation (Clarkson, 1976; Porcella, 1994 ; Morel *et al.*, 1998). Ce phénomène est lié à la propriété que possède le méthylmercure de traverser rapidement les membranes cellulaires, de s'unir fortement aux protéines dans les cellules, de résister à la détérioration biologique et de ne s'éliminer que très lentement (Clarkson, 1976, Morel *et al.*, 1998). D'un point de vue santé humaine, le méthylmercure est une espèce chimique présentant un grand intérêt. En effet, la consommation des poissons est la principale voie de contamination du mercure pour les humains (Watras et Huckabee., 1994). De plus, cette forme organique de mercure est la plus toxique pour les mammifères (Watras et Huckabee, 1994). En effet, le méthylmercure est une neurotoxine qui peut entraîner des troubles nerveux variés sensoriels, moteurs et psychiques chez les humains à régime piscivore (Ramade, 1979, Clarkson, 1990).

Rappelons que, par le biais du phénomène d'amplification biologique, la concentration en méthylmercure augmente à chaque niveau trophique de la chaîne alimentaire et est très importante chez les poissons. En effet, Watras et Bloom (1992) démontrent que le méthylmercure représente 10 % du mercure total dans l'eau, 15 % du mercure total dans le phytoplancton, 30 % dans le zooplancton et 95 % du Hg total dans les poissons. La majorité (jusqu'à 70 %) du méthylmercure contenu dans un écosystème aquatique se situe dans la chair des poissons (Porcella, 1994). Cependant, ces différents pourcentages de MeHg retrouvés dans les divers compartiments d'un écosystème aquatique dépendent avant toute chose de l'épaisseur des sédiments que l'on considère. En effet, les estimations varient énormément si l'on se base sur 10 cm d'épaisseur de sédiment plutôt que sur 1 ou 2 cm d'épaisseur (Lucotte *et al.*, 1999). Cette contamination en mercure chez les poissons d'eau douce peut se traduire par des teneurs élevées en Hg

chez les oiseaux ichtyophages et les humains à régime piscivore. Comme l'illustre la figure 1.2, plusieurs études s'intéressent à la bioamplification et à la bioaccumulation du mercure dans les poissons mais pratiquement aucune ne s'interroge sur le destin de ce méthylmercure après leur mort.

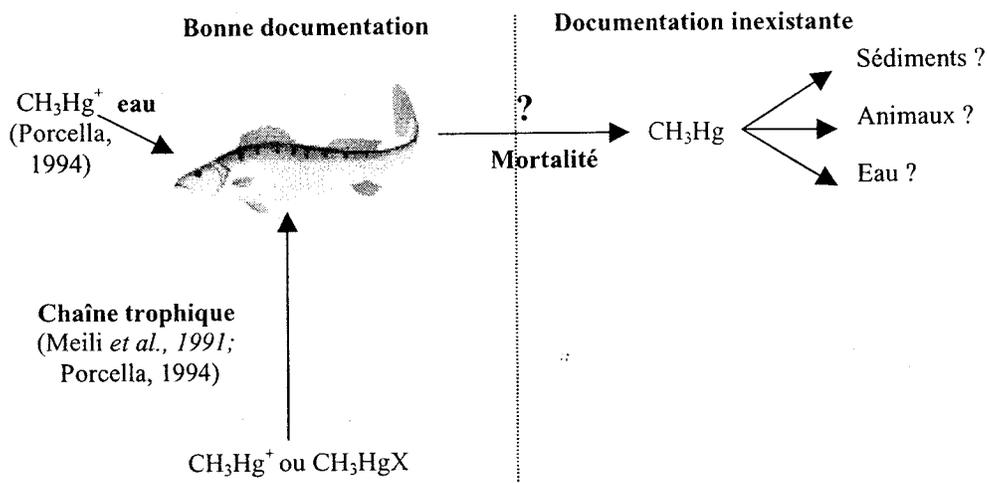


Figure 1.2 Représentation schématique des connaissances scientifiques acquises sur les transferts de méthylmercure à l'intérieur des poissons et sur le transfert de méthylmercure encore indéterminé après la mort des poissons au sein des systèmes aquatiques.

Jusqu'à maintenant, une seule étude en laboratoire (Bloom et Kuhn, 1996, données non publiées) a tenté d'expliquer ce recyclage en mesurant les concentrations de Hg avant et après la décomposition d'un poisson dans les sédiments et l'eau au sein d'un microcosme (figure 1.3). Leurs résultats indiquent que la majorité du méthylmercure contenu dans le poisson retourne dans l'eau sous forme de mercure élémentaire Hg<sup>0</sup> (37

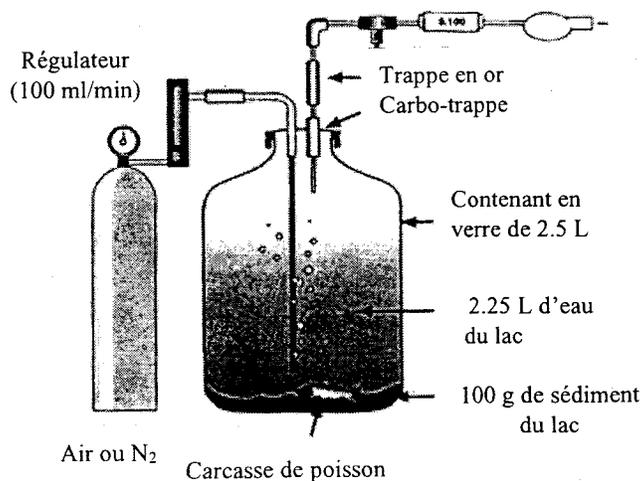


Figure 1.3 Microcosme mesurant le mercure issu de la décomposition d'une carcasse de poisson (Bloom et Kuhn, 1996, non publié).

%) et sous forme de méthylmercure aqueux (28 %). Le reste du méthylmercure est retrouvé dans les sédiments (13 %) et 21 % de Hg serait absorbé sur les parois du microcosme. Bloom et Kuhn (1996) dans cette étude expérimentale négligent la consommation probable des carcasses de poisson par les nécrophages ce qui rend difficile l'application de ces résultats en milieu naturel. De plus, les concentrations de mercure retrouvées dans l'eau seraient probablement non détectables en milieu naturel compte tenu de l'effet de dilution dans les systèmes aquatiques. Cependant, d'un point de vue bilan de masse au sein d'un lac, cette augmentation de Hg dans l'eau pourrait être non négligeable.

Étant donné qu'aucune étude n'a tenté jusqu'à maintenant de comprendre les processus de recyclage du méthylmercure après la mort des poissons dans les systèmes aquatiques, nous avons décidé de nous y intéresser. Une telle information est essentielle à la compréhension du recyclage du mercure dans les écosystèmes aquatiques et pourrait modifier les estimés du temps de récupération d'un lac ou d'un cours d'eau après l'arrêt ou la baisse de la contamination en Hg.

Nos objectifs sont : (1) de fournir des résultats préliminaires apportant une vision générale sur le devenir du méthylmercure après la mort des poissons dans les eaux douces; (2) de déterminer la succession temporelle des invertébrés aquatiques intervenant dans la dégradation des carcasses de poisson étant donné le peu d'informations disponibles à ce sujet.

Pour répondre à nos objectifs, nous avons, dans un premier temps, établi une analogie entre le transfert de mercure et le transfert des nutriments (P, N, C) lors de la décomposition des carcasses de saumon du Pacifique après le frai dans les écosystèmes aquatiques et riverains. En effet, la documentation disponible sur ce sujet est abondante et permet de comprendre les processus de décomposition des carcasses de poisson dans les sites de frai. Dans un deuxième temps, afin de mesurer un transfert de mercure dans les eaux douces, nous nous sommes basés sur deux cas contrastés de mortalité naturelle chez les communautés piscicoles. (1) La compréhension du devenir du mercure après la mort des poissons qui pourrait être particulièrement importante lors d'épisodes de mortalité

massive et plus précisément lors de la remontée du saumon du Pacifique pour le frai. (2) Un transfert de mercure probablement plus faible, lié à un nombre moins important de poissons morts, qui pourrait être observé lors de la mortalité naturelle annuelle des communautés piscicoles en milieu lacustre. Par conséquent, la première partie de ce mémoire traite de la remise en solution du méthylmercure contenu dans les poissons lors de la mortalité massive du saumon du Pacifique après le frai. La seconde partie tente de déterminer ce recyclage de méthylmercure lors de la mortalité naturelle annuelle des poissons au sein d'un lac. La dernière partie présente les conclusions issues de ces deux projets ainsi que nos suggestions afin d'améliorer le caractère préliminaire de notre étude.

## **2. Le devenir du méthylmercure lors de la mortalité massive du saumon du Pacifique après le frai**

### **2.1 Introduction**

La majorité des espèces du saumon du Pacifique, contrairement à celles de l'Atlantique, ne se reproduisent qu'une seule fois dans leur vie et meurent après avoir frayé. Par conséquent, de nombreuses rivières de l'ouest de l'Amérique du Nord reçoivent annuellement des milliers de carcasses de poisson. Plusieurs études (revue synthèse : Cederholm *et al.*, 2000) se sont intéressées au devenir de tous ces poissons morts et plus précisément au transfert des nutriments dérivant des carcasses de saumon dans les écosystèmes aquatiques ainsi que dans les écosystèmes contigus. Actuellement, aucune étude ne s'est intéressée au transfert des métaux lié à ces mortalités massives et plus précisément au transfert du méthylmercure. Afin d'expliquer les processus de recyclage du méthylmercure lors de la mortalité massive du saumon du Pacifique, nous avons établi une analogie entre le transfert de mercure et le transfert des nutriments dérivant des carcasses de saumon au sein des systèmes aquatiques et riverains. En effet, les études qui se sont intéressées au transfert des nutriments permettent d'obtenir une bonne compréhension sur le devenir des carcasses de saumon et plus précisément sur les processus physiques et écologiques qui contrôlent la dégradation des poissons morts dans un cours d'eau. Par conséquent, dans un premier temps, une revue de littérature est présentée afin de montrer l'importance de la décomposition des carcasses de saumons au sein des écosystèmes aquatiques et terrestres. Dans un deuxième temps, nous présentons notre étude menée durant l'automne 2000 dans une fraysère bordant le lac Ontario afin de mettre en évidence un transfert de mercure issu de la décomposition des carcasses de saumon. Précisons que le saumon du Pacifique a été introduit dans le lac Ontario par l'état de New-York en 1971 (70 000 saumons quinnat). Enfin, dans un dernier temps, les résultats issus de cette recherche sont présentés et discutés afin de tirer des conclusions sur le recyclage du méthylmercure après la mort des saumons dans une rivière.

### 2.1.1 Saumons du Pacifique – genre *Oncorhynchus*

Sept espèces de saumon et truite appartenant au genre *Oncorhynchus* se retrouvent au Canada (Cederholm *et al.*, 2000): le saumon rose (*O. gorbuscha*), le saumon keta (*O. keta*), le saumon nerka (*O. nerka*), le saumon coho (*O. kisutch*), le saumon quinnat (*O. tshawytscha*), la truite arc-en-ciel (*O. mykiss* appelée truite steelhead quand cette dernière est anadrome) et la truite fardée (*O. clarki clarki*). Deux autres espèces, les saumons *biwa* et *masou* ne se rencontrent qu'au Japon et en ex-URSS (Scott et Crossman, 1974). La truite fardée et la truite arc-en-ciel peuvent être anadromes ou catadromes. Une espèce anadrome est une espèce qui vient de la mer et remonte une rivière pour frayer contrairement à une espèce catadrome qui descend les rivières et fraie en mer (Scott et Crossman, 1974). Dans notre étude, seules les espèces anadromes seront considérées. Une autre caractéristique importante, basée sur la stratégie de reproduction, permet de classer ces différentes espèces en deux groupes (Cederholm *et al.*, 2000). (1) Après le frai, certaines espèces de saumon du Pacifique retournent en mer. Cette stratégie de reproduction est connue sous le nom d'itéropare. (2) A l'opposé, la stratégie de reproduction sémelpare implique que tous les individus de la même espèce meurent une fois s'être reproduits. Cette mortalité massive de poissons est considérée comme une catastrophe écologique naturelle au même titre que les "summerkill" (= mortalités estivales dues à l'épuisement de O<sub>2</sub> dans l'eau) (Barica, 1975; Papst *et al.*, 1980) et des "winterkill" (= mortalités hivernales dues à l'épuisement de O<sub>2</sub> dans l'eau lié au couvert de glace) (Mathias et Barica, 1980; Barica *et al.*, 1983). L'avantage évolutif pour les saumons du Pacifique de mourir après s'être reproduits consisterait probablement à enrichir l'écosystème aquatique et ainsi, augmenter les chances de survie de leurs juvéniles (Cederholm *et al.*, 2000). L'enrichissement de la rivière provient surtout de l'apport en nutriments dérivant des carcasses adultes stimulant ainsi, la production primaire (Peterson *et al.*, 1993; Munn *et al.*, 1999, Cederholm *et al.*, 2000), l'activité hétérotrophe (Sobczak, 1996) et la production secondaire (Peterson *et al.*, 1993; Stockner et MacIsaac, 1996, Wipfli *et al.*, 1998; Cederholm *et al.*, 2000) ce qui a des répercussions sur les niveaux trophiques supérieurs incluant les poissons prédateurs (Kyle *et al.*, 1997; Munn *et al.*, 1999, Cederholm *et al.*, 2000). Le tableau 2.1 classe les différentes espèces sémelpares et/ou itéropares de saumons du Pacifique.

Tableau 2.1 Stratégie de reproduction selon l'espèce de saumon ou truite considérée comme appartenant au genre *Oncorhynchus* (inspiré de Cederholm *et al.*, 2000).

Espèces anadromes sémelpares	Espèces anadromes itéropares
Saumon rose ( <i>O. gorbuscha</i> )	Truite fardée ( <i>O. clarki clarki</i> )
Saumon keta ( <i>O. keta</i> )	Truite arc-en-ciel ( <i>O. mykiss</i> )
Saumon nerka ( <i>O. nerka</i> )	
Saumon coho ( <i>O. kisutch</i> )	
Saumon quinnat ( <i>O. tshawytscha</i> )	
Truite fardée ( <i>O. clarki clarki</i> )	
Truite steelhead ( <i>O. mykiss</i> )	

Le saumon quinnat (*O. tshawytscha*) est l'espèce sur laquelle porte notre étude. En effet, ce saumon, introduit dans le Lac Ontario (70 000 saumons quinnat) en 1971 par l'état de New York (Scott et Crossman, 1974) et, estimé à 96 370 individus en 1989 par Stewart *et al.* (1990), fraie chaque année durant l'automne dans un de ses ruisseaux d'origine bordant le lac Ontario. La frayère que nous avons sélectionnée est le ruisseau Wilmot situé dans la municipalité de Clarington (Ontario, Canada).

### 2.1.2 Cycle de vie du saumon quinnat (*O. tshawytscha*) dans le lac Ontario

Le cycle de vie du saumon quinnat dans le lac Ontario et dans le ruisseau Wilmot (Ontario) comprend cinq stades majeurs (figure 2.1). Après le frai, qui correspond à la ponte et à la fécondation externe des œufs durant l'automne, la femelle creuse un nid et couvre les œufs avec le gravier. Le nombre d'œufs varie selon la population et la taille de la femelle mais est, en moyenne, de 8 500 œufs par femelle de taille comprise entre 75 et 110 cm (Scott et Crossman, 1974). La femelle défend son nid aussi longtemps qu'elle le peut, mais tous les adultes meurent ordinairement de quelques jours à deux semaines après le frai. Les œufs incubent jusqu'à la fin de l'hiver (figure 2.1 (2)). L'émergence des jeunes saumons quinnat se produit au début du printemps (figure 2.1 (3)). Les alevins séjournent deux à trois semaines dans le nid, subsistant à même le vitellus. La température létale supérieure (Brett, 1952) des alevins est de 25.1°C (77.2°F) et la température préférentielle se situe entre 12° et 14°C (53.6-57.2°F). Ils se dégagent ensuite du gravier, commencent à nager librement et se nourrissent activement. Le régime alimentaire des juvéniles est constitué majoritairement d'invertébrés aquatiques dont, des

crustacés et des larves, pupes et adultes de chironomides (Scott et Crossman, 1974 ; Cederholm *et al.*, 2000). Ils se nourrissent également d'insectes terrestres pouvant

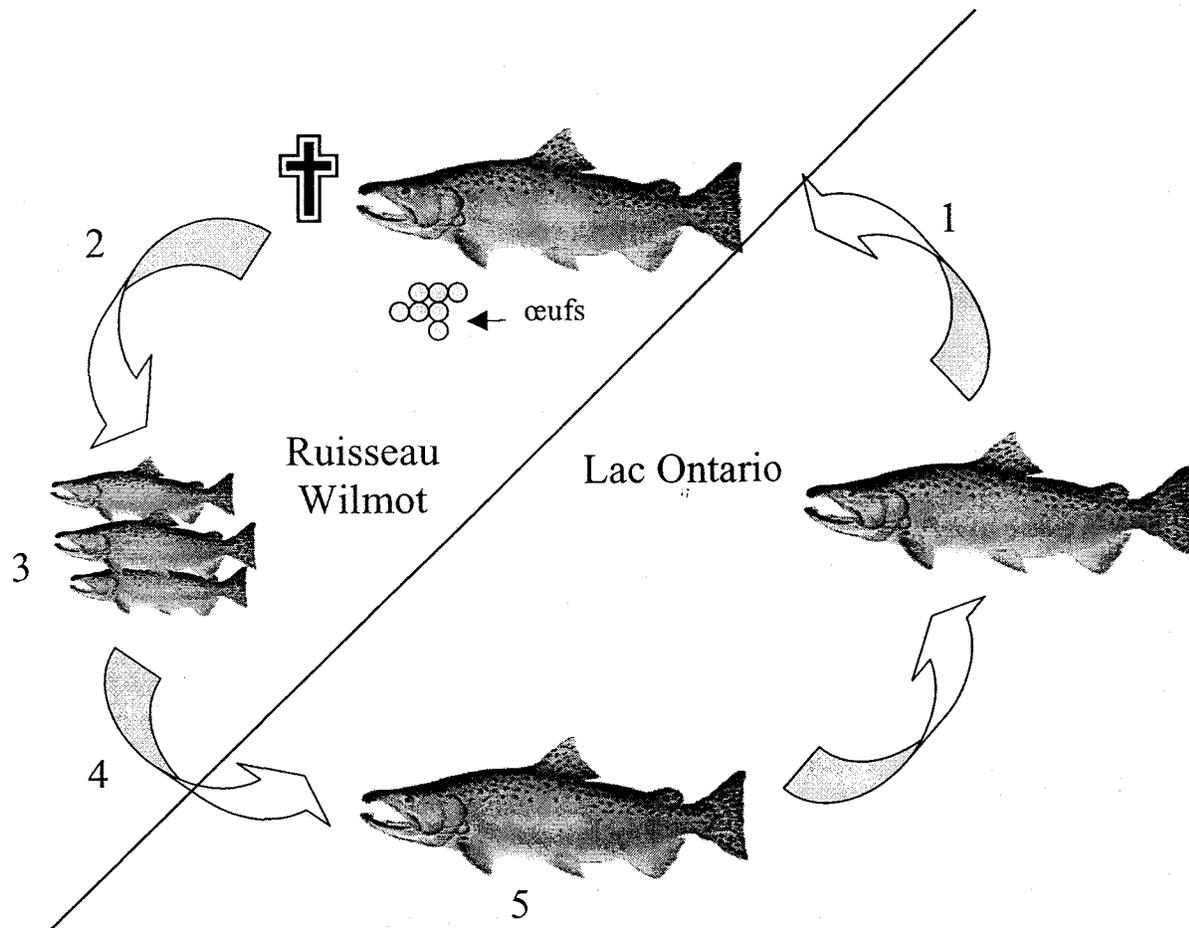


Figure 2.1 Cycle de vie du saumon quinnat anadrome dans le ruisseau Wilmot et dans le lac Ontario (Ontario, Canada). Cinq stades majeurs sont représentés; (1) frai automnal suivi de la mortalité de tous les adultes; (2) incubation des œufs durant l'hiver; (3) émergence des juvéniles au printemps; (4) croissance des juvéniles dans le ruisseau Wilmot (1-2 ans) et migration vers le lac Ontario; (5) vie adulte dans le lac Ontario pendant 4-5 ans et frai dans le ruisseau Wilmot.

constituer jusqu'à 30 % de leur régime alimentaire (Mundie, 1969 cité par Cederholm *et al.*, 2000; Scott et Crossman, 1974; Johnson et Ringler, 1979). Cependant, Wipfli (1997) estime que les invertébrés terrestres constituent une ressource alimentaire pour les saumons juvéniles aussi importante que les invertébrés aquatiques. L'auteur a en effet analysé les contenus stomacaux des saumons coho et de la truite fardée dans les ruisseaux du sud-est de l'Alaska pour aboutir à cette conclusion. À la fin de leur séjour (1-2 ans) dans leur ruisseau natal, les alevins commencent leur migration vers le lac Ontario (figure

2.1 (4)). Dans les rivières de l'ouest du Canada, certains juvéniles peuvent passer toute leur vie en rivière. On les appelle les saumons quinnats résidents (Spencer *et al.*, 1989). Cependant, aucune étude n'indique la présence de saumons quinnats résidents au sein du ruisseau Wilmot. Durant leur vie en rivière, les juvéniles ne se nourrissent pas de poissons (Scott et Crossman, 1974; Munn *et al.*, 1999). Au Canada, la plupart des saumons quinnat séjournent deux à trois ans en mer (figure 2.1 (5)). Ils séjournent la même période de temps dans le lac Ontario (Stanfield, communication personnelle, 2000). Le régime alimentaire des adultes dans le lac Ontario est constitué surtout de poissons (jusqu'à 97 % en volume), le reste (3 %) étant constitué d'invertébrés dont les crustacés (amphipodes) (Scott et Crossman, 1974, Cederholm *et al.*, 2000). Au moment de leur maturité sexuelle (femelle : 4-5 ans, mâles : 4-9 ans), les saumons quinnat remontent leur ruisseau natal pour frayer et y meurent après s'être reproduits (Scott et Crossman, 1974; Munn *et al.*, 1999; Cederholm *et al.*, 2000). Cette mortalité massive de poissons a, entre autres, de fortes répercussions sur la productivité de l'écosystème.

### **2.1.3 Impacts des carcasses de saumon sur la productivité primaire et secondaire au sein des rivières**

Il est maintenant établi que dans les rivières du nord-ouest du Pacifique, le frai des saumons du Pacifique augmente les concentrations en phosphore, en azote et en carbone organique dissous par excrétion (gamètes et fèces) mais surtout lors de la décomposition de leur carcasse (Larkin et Slaney, 1997; Cederholm *et al.*, 2000). Cette augmentation dans la concentration des nutriments enrichit l'écosystème aquatique ce qui accroît les chances de survie de la future génération des saumons (Hyatt et Stockner, 1985; Ward et Slaney, 1988; Kline *et al.*, 1990; Bilby *et al.*, 1996; Larkin et Slaney, 1997). Bilby *et al.* (1996) affirment que plus de 40 % d'azote et de carbone organique dissous dans la rivière peuvent provenir des saumons. L'utilisation récente des isotopes stables d'azote a permis de comprendre les transferts d'azote le long de la chaîne trophique. En effet, l'isotope lourd de l'azote  $^{15}\text{N}$  est absorbé préférentiellement à l'isotope léger  $^{14}\text{N}$  dans les aliments pour être incorporé dans les tissus du consommateur, ce qui résulte en un enrichissement systématique du rapport entre les isotopes stables d'azote ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) à chaque niveau de la chaîne alimentaire (Kelly, 2000). Une analogie entre le transfert d'azote le long de la

chaîne trophique et la bioamplification du mercure peut être établie. En d'autres termes, le mercure contenu dans les saumons pourrait également se retrouver à l'intérieur des communautés biologiques au sein de la rivière lors de la décomposition des carcasses. Une telle comparaison nécessite, par conséquent, une bonne compréhension du devenir des carcasses au sein des frayères afin de spéculer sur le recyclage éventuel de mercure dans les cours d'eau recevant annuellement des milliers de saumons morts. L'utilisation des isotopes stables d'azote a permis, entre autres, de confirmer les résultats de Mathisen *et al.* (1998) qui affirmaient que 95 % de la masse corporelle des saumons du Pacifique (pour certaines espèces) résultent de leur vie océanique. Le reste (5 %) provient de ce qu'ils accumulent lors de leur première migration vers la mer. Dans plusieurs cours d'eau, la production primaire est dominée principalement par les macrophytes et le périphyton qui requièrent tous deux de l'azote et du phosphore pour leur croissance (Munn *et al.*, 1999). Par ailleurs, ces végétaux constituent la source première de nourriture pour plusieurs espèces d'invertébrés qui constituent, quant à eux, la source première de nourriture des saumons juvéniles dans la partie du ruisseau qui reçoit annuellement des milliers de saumons morts (Munn *et al.*, 1999). Par conséquent, l'addition de nutriments va augmenter la productivité primaire (Johnson *et al.*, 1990; Schuldts et Hershey, 1995) ce qui va augmenter la productivité des invertébrés benthiques herbivores (Lebrasseur *et al.*, 1978). On peut alors présumer qu'une stimulation à la base des producteurs primaires a des répercussions tout le long de la chaîne trophique jusqu'aux jeunes saumons. Les sources de matière organique peuvent être autochtones (algues, mousses, macrophytes, phytoplancton) et allochtones (feuilles, aiguilles de sapin, eaux souterraines, insectes terrestres... etc). Plusieurs études confirment que les saumons constituent une source annuelle importante de matière organique allochtone pour les écosystèmes aquatiques du nord-ouest du Pacifique et de l'Alaska (Bilby et Ward, 1989; Kline *et al.*, 1990; Johnston *et al.*, 1997). Les saumons peuvent alors être considérés comme des vecteurs de matière organique de l'océan Pacifique Nord (dans notre étude, il s'agit du lac Ontario) vers leur ruisseau natal au moment du frai. L'enrichissement en phosphore, azote et carbone organique dissous est proportionnel au nombre de carcasses retenues dans le cours d'eau (Cederholm et Peterson, 1985; Cederholm *et al.*, 1989; Munn *et al.*, 1999). La quantité de carcasses retenues dans la rivière est proportionnelle,

quant à elle, à la quantité de débris organiques (bois, végétation) à l'intérieur du système aquatique (Cederholm et Peterson, 1985; Lanka *et al.*, 1987, Bisson *et al.*, 1988). Juday *et al.* (1932) estiment que le saumon coho transporte chaque année plus de deux millions de kg de matière organique et plus de 5 000 kg de phosphore dans la rivière Karluk en Alaska. Munn *et al.* (1999) indiquent une augmentation dans la concentration en azote et en phosphore due aux carcasses de saumon de 65 % dans la rivière Elwha (état de Washington). Dans la même étude, les auteurs démontrent que la présence de deux barrages dans la rivière Elwa a diminué de façon drastique le nombre de saumons au sein des frayères. Cette diminution dans le nombre de saumons se traduit par une baisse dans la concentration en azote et en phosphore de, respectivement, 654 fois et 65 fois par rapport aux concentrations mesurées avant l'installation des deux barrages. Enfin, des fraies moins abondantes, en terme de saumons morts, peuvent également contribuer en une augmentation significative des nutriments à l'intérieur de l'écosystème aquatique. En effet, les saumons coho peuvent augmenter de 25 % à 40 % les concentrations en N, P et C dans les petits ruisseaux de l'Ouest de Washington (Bilby *et al.*, 1996).

En résumé, les cours d'eau recevant annuellement les saumons bénéficient d'une source allochtone en nutriments importante, proportionnelle au nombre total de poissons morts retenus au sein des frayères. Nous allons, dans la prochaine section, discuter des interactions des communautés biologiques avec les carcasses de saumon. Ces interactions peuvent, en effet, constituer une partie importante du transfert des nutriments et probablement du transfert de Hg dérivant des carcasses de saumon au sein des systèmes aquatiques et terrestres. Cependant, concernant les écosystèmes terrestres, cette affirmation reste nuancée car aucune donnée n'est disponible sur les réservoirs de nutriments et de Hg déjà présents en milieu terrestre.

## **2.1.4 Impacts des carcasses de saumon sur les communautés biologiques aquatiques et terrestres**

### **2.1.4.1 Interaction avec les invertébrés**

Dépendant de l'état d'immersion de la carcasse (100 % immergée; 50 % immergée, 50 % émergée; 100 % émergée), les taxons d'invertébrés rencontrés lors de la

décomposition des saumons morts diffèrent et sont représentatifs de l'écosystème aquatique, ou de l'écosystème terrestre ou des deux (Kline *et al.*, 1997). Une autre caractéristique permet de distinguer la décomposition aquatique et la décomposition terrestre des carcasses. En effet, seules les portions immergées des poissons morts sont recouverts d'un biofilm (bactéries, champignons; Kline *et al.*, 1997). Dans un premier temps, nous allons nous intéresser aux communautés d'invertébrés aquatiques en relation avec les carcasses de saumon pour, dans un deuxième temps, nous intéresser aux communautés d'invertébrés terrestres également en relation avec les saumons morts.

#### 2.1.4.1.1 Interaction avec les invertébrés aquatiques

Les facteurs qui contrôlent la distribution spatiale et l'abondance des invertébrés dans un cours d'eau sont le substrat, la vitesse du courant, la température, les prédateurs et les ressources alimentaires (Hynes, 1970). Supposant que les carcasses de saumon présentent une haute valeur nutritive, on peut présumer qu'elles constituent une source de nourriture importante pour les invertébrés et vont, par conséquent, influencer la distribution de ces derniers. Kline *et al.* (1997) décrivent la succession temporelle des invertébrés d'eau douce en relation avec les carcasses de saumon dans la rivière Newhalen (lac Iliamna, Alaska). Selon eux, la succession temporelle des macroinvertébrés ne suit pas un schéma bien défini et semble au contraire stochastique. Les auteurs remarquent la présence de macroinvertébrés aquatiques au bout de quelques heures seulement sur la nageoire caudale, les nageoires pectorales et le nez des saumons morts. Ils observent sur certaines têtes de carcasses immergées la présence d'au moins 1 000 larves d'*Ecclisomya* (trichoptères) se nourrissant pendant seulement 15 minutes. Contrairement à ces larves de trichoptères, il semblerait que les chironomides se nourrissent pendant une période plus longue (indéterminée) du biofilm recouvrant les carcasses (Kilne *et al.*, 1997). Les carcasses dans un état de décomposition avancé vont se désagréger et ces fragments déposés plus loin par l'action des courants vont pouvoir être assimilés par d'autres invertébrés (Kline *et al.*, 1997). Ainsi, les auteurs observent sur ces fragments de carcasses, les trichoptères *Nemotaulius* sp., *Brachycentrus* sp. et *Glossosoma* sp., le plécoptère *Zapada* sp., les éphéméroptères *Baetis* sp., *Ephemerella* sp., *Ironodes* sp. et le triclade *Phagocata*. De plus, Brusven et Scoggan (1969)

démontrent que certaines larves de trichoptères se nourrissent directement des carcasses de poisson dans la rivière St. Joe (Idaho) et qu'elles peuvent également utiliser cette carcasse comme habitat. Quant à Nicola (1966), il observe que la nymphe *Alloptera* sp. (plécoptère) se nourrit directement des carcasses du saumon rose et des carcasses du saumon keta. Par conséquent, on peut distinguer deux groupes chez les macroinvertébrés aquatiques intervenant dans la décomposition des carcasses; (1) les macroinvertébrés détritivores se nourrissant directement des carcasses ou des débris de la carcasse en décomposition; (2) les invertébrés herbivores se nourrissant de producteurs primaires qui dépendent des nutriments dérivant des carcasses de saumon soumises à la dégradation bactérienne (Merritt *et al.*, 1984; Bilby *et al.*, 1996; Kline *et al.*, 1997; Cederholm *et al.*, 2000). Il apparaît que la température de l'eau va être discriminante pour cette deuxième catégorie de macroinvertébrés. En effet, les eaux froides peuvent diminuer l'activité bactérienne durant la décomposition ainsi que celle des invertébrés herbivores (Cederholm *et al.*, 2000). De plus, certains invertébrés peuvent bénéficier de l'activité d'autres invertébrés aquatiques en présence de saumons morts. Ainsi, les insectes aquatiques collecteurs peuvent bénéficier de l'activité des déchiqueteurs sur les carcasses de saumon (Merritt *et al.*, 1984; Bilby *et al.*, 1996). L'activité des déchiqueteurs produit des fragments nutritifs de tailles assimilables pour les collecteurs. Cederholm *et al.* (2000) affirment que l'apparition des carcasses de saumon est le facteur qui contrôle la richesse spécifique des invertébrés aquatiques déchiqueteurs dans les frayères. Cette source abondante de nourriture augmente d'une part la richesse spécifique des invertébrés aquatiques mais aussi l'abondance de ces derniers (Kline *et al.*, 1997; Wipfli *et al.*, 1998). Wipfli *et al.* (1998) affirment que la densité totale des macroinvertébrés dans les rivières à saumon du sud-est de l'Alaska est 25 fois supérieure à celle dans les rivières ne recevant pas annuellement des carcasses. En résumé, plusieurs études convergent dans le même sens en démontrant que les carcasses de saumon augmentent la biodiversité des invertébrés aquatiques dans les rivières où fraie le saumon du Pacifique ce qui augmente, par conséquent, les chances de survie de la future génération de saumon.

#### 2.1.4.1.2 Interaction avec les invertébrés terrestres

Peu d'études se sont intéressées à la décomposition des carcasses par les invertébrés terrestres. Pourtant, certaines études indiquent qu'à partir du moment où une carcasse est partiellement ou totalement émergée, l'apparition d'insectes terrestres (diptères calliphoridés) est observée dans les minutes qui suivent (Reimchen, 1994; Kline *et al.*, 1997; Cederholm *et al.*, 2000). De plus, Reimchen (2000) observe que les carcasses abandonnées par les ours dans la forêt sont immédiatement colonisées par plusieurs insectes terrestres dont principalement les diptères coléoptères et calliphoridés. Les insectes femelles calliphoridés pondent leurs œufs dans la carcasse de saumon échouée ou à moitié émergée. En effet, ces diptères sont reconnus pour pondre leurs œufs dans des carcasses de vertébrés (poissons, volailles, cochons etc...) ou des déchets riches en protéines (Shewell, 1987; Borror et White, 1991; Axtell, 1999). Cederholm *et al.* (2000) indiquent la grande abondance de larves de diptères terrestres (calliphoridés) se nourrissant directement des carcasses et peuplant l'intérieur de celles-ci dans les rivières des îles de la reine Charlotte en Colombie-Britannique. Les carcasses du saumon quinnat peuvent être réduites à l'état de squelette en moins de deux semaines par les larves de calliphoridés (Reimchen, 1994; Kline *et al.*, 1997). Contrairement aux adultes munis d'un proboscis court, les larves possèdent en effet, deux fortes paires de mandibules en forme de crochet (Shewell, 1987). Ainsi, ces pièces buccales font de ces larves de véritables carnassières généralement détritivores (Shewell, 1987; Borror et White, 1991). Il existe plus de 1000 espèces pour 150 genres chez les calliphoridés et leur distribution est pratiquement mondiale avec pour limites géographiques, la Nouvelle-Zélande et les îles subarctiques (Shewell, 1987). Les adultes peuvent voler sur une distance comprise entre 4.8 et 16 km depuis l'endroit où ils sont nés (Lyon, 2000). Cependant, avant la métamorphose, les larves peuvent servir de nourriture aux jeunes saumons (observation personnelle de Graeber tirée de Cederholm *et al.*, 2000). Wipfli (1997) précise également que chez les invertébrés terrestres, les diptères coléoptères et lépidoptères constituent une source importante de nourriture pour les jeunes saumons. Enfin, d'autres invertébrés ont été observés en relation avec les carcasses échouées. En effet, des frelons (hyménoptères vespidae) peuvent être visualisés sur les carcasses de saumon attirés vraisemblablement,

par l'odeur du sang et de la chair (observation personnelle de Graeber issue de Cederholm *et al.*, 2000).

Étant donné le peu d'informations concernant la décomposition des carcasses de saumon par les diptères calliphoridés, nous avons décidé d'établir une analogie avec les données de la médecine légale. Précisons que pratiquement aucune donnée n'existe dans la médecine légale sur la succession temporelle d'invertébrés lors de la décomposition de carcasses de vertébrés totalement immergées (Hobischak et Anderson, 1999). Tous les résultats d'observations traitent en effet de la décomposition de carcasses en milieu terrestre. Deux méthodes sont couramment utilisées dans la médecine légale pour déterminer l'heure du décès (Anderson, 1995). (1) La première se base sur la succession temporelle des différents taxons d'insectes retrouvés à l'intérieur ou sur la carcasse; cette méthode est utilisée lorsque la personne est morte depuis au moins un mois. (2) La deuxième méthode se base uniquement sur les stades larvaires de calliphoridés retrouvés à l'intérieur du corps (Anderson, 1995; Stoerkeby, 2000); cette méthode est utilisée lorsque la personne est morte dans un intervalle de temps n'excédant pas une semaine. Dans les deux cas, il est établi que les premiers insectes qui colonisent les animaux morts dans un intervalle de temps n'excédant jamais 24 heures après la mort (dépendant de la saison) sont les calliphoridés et les muscidés, autres diptères dont les larves sont souvent retrouvées dans des tissus en décomposition (Anderson, 1995). Stoerkeby (2000) indique que les diptères calliphoridés sont les premiers insectes qui colonisent la carcasse suivis de près par les insectes staphylinidés dont les femelles vont pondre leurs œufs dans le cadavre. Les autres taxons d'insectes sont observés quand la fermentation des protéines débute (Anderson, 1995) et sont représentés par, les diptères piophilidés dont la larve baptisée *cheese skipper* est souvent retrouvée dans les animaux en décomposition (McAlpine, 1987). La détérioration du cadavre est alors effectuée par d'autres insectes terrestres prédateurs (coléoptères, scarabées) (Anderson, 1995; Stoerkeby, 2000) ou parasites (non précisés) quand les os sont apparents. Les auteurs (Anderson, 1995; Stoerkeby, 2000) n'ont pas répertorié tous les taxons d'insectes rencontrés lors de la décomposition des carcasses. De plus, ils affirment que certains invertébrés viennent se

nourrir non pas de la carcasse elle-même, mais des invertébrés se nourrissant de la carcasse.

La deuxième méthode utilisant les larves de calliphoridés permet des approximations temporelles beaucoup plus précises. En effet, en absence des larves, les œufs non émergés indiquent que le décès a eu lieu dans un intervalle de temps n'excédant pas huit heures (plus de précision sur le début de la mort sont fournies par la température corporelle du cadavre). Après l'émergence, les larves passent par trois stades (larves de taille différente) dont chacun est caractéristique d'une période de temps bien définie (Stoerkeby, 2000). Cependant, selon la saison, la période de temps varie et est plus courte en été (températures plus élevées) qu'en hiver (températures plus faibles). Le premier stade indique que la personne est décédée entre huit heures (saison estivale) et 1.8 jour (saison hivernale). Le deuxième stade indique une période de temps comprise entre 1.8 et 2.5 jours. Le troisième stade, quant à lui, indique que le décès s'est produit il y a 5 jours au maximum. La présence de la prépupe indique aux entomologistes légaux que le corps est en décomposition depuis 12 jours au maximum (Stoerkeby, 2000). La présence de la puppe indique que la personne est morte approximativement 20 jours auparavant. Une fois la métamorphose terminée, les adultes calliphoridés quittent le cadavre (Stoerkeby, 2000).

Dans notre cas, étant donné que seules les larves de calliphoridés sont retrouvées dans les saumons morts, on peut présumer qu'elles constituent un apport de nutriments et probablement de Hg entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. En plus des invertébrés terrestres, d'autres animaux peuvent interagir avec les saumons et peuvent constituer probablement un lien important entre l'écosystème aquatique et l'écosystème terrestre. Il s'agit des animaux appartenant à l'embranchement des vertébrés.

#### **2.1.4.2 Interaction avec les vertébrés**

Cederholm *et al.* (2000) ont recensé 82 espèces de vertébrés (1 reptile, 50 oiseaux, 31 mammifères) se nourrissant directement des carcasses et/ou se nourrissant des insectes provenant des carcasses dans l'état de Washington. Soixante douze espèces sauvages (1

reptile, 38 oiseaux, 31 mammifères) sont des consommateurs directs de carcasses, 22 espèces (14 oiseaux et 8 mammifères) se nourrissent des insectes provenant des carcasses et dix espèces (2 oiseaux, 8 mammifères) consomment à la fois les carcasses et les insectes peuplant ces dernières. L'étude de Cederholm *et al.* (2000) précise tous les genres et espèces de ces 82 vertébrés retrouvés en relation avec les carcasses de saumon. On peut supposer que tous ces vertébrés constituent un lien important dans l'apport des nutriments dérivant des carcasses de saumon mais aussi dans l'apport de mercure.

Cependant, dans les rivières du bassin hydrographique de Haida Gwaii de l'Ouest du Canada, Reimchen (2000) démontre que les ours noirs (*Ursus americanus*) peuvent capturer jusqu'à 75 % (écart-type = 17 %) des saumons entrant dans les ruisseaux. Reimchen (2000) observe que la plupart (70-80 %) des saumons capturés par les ours avaient déjà fini ou presque fini de frayer au moment de leur capture. Par conséquent, l'auteur affirme que les ours sont le principal apport de nutriments dérivant des saumons entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. En effet, après la capture, les ours consomment en moyenne 1.6 kg de chaque carcasse, cerveau, ovaires et musculature dorsale, et ont tendance à laisser les viscères, les testicules et les restes osseux, notamment les mâchoires dans la forêt. Les carcasses peuvent être visualisées jusqu'à 150 m de la rivière (Reimchen, 2000). Reimchen estime que si le taux moyen de consommation des saumons par les ours noirs est de 13 saumons par jour pendant 45 jours (=durée du frai), alors le nombre de carcasses emportées dans la forêt serait de 585 carcasses par ours. Si un saumon keta pèse en moyenne 4.5 kg (Scott et Crossman, 1974) et si les ours (n = 8) prélèvent effectivement 1.6 kg du saumon mort, alors, une partie du sol forestier située à moins de 150 m du site de frai d'une longueur de 670 m, reçoit annuellement  $16.8 \text{ g de nutriments} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ours}^{-1}$ . Cederholm *et al.* (1999) ajoutent que les excréments des vertébrés terrestres consommateurs de carcasses contribuent au transport de l'azote d'origine marine en milieu forestier. Une telle information peut nous faire spéculer sur l'importance des ours dans l'apport de mercure issu des saumons morts vers le milieu terrestre. Reimchen a voulu vérifier si la forêt bénéficiait de l'azote dérivant des carcasses de saumon. Après vérifications, Reimchen et Mathewson (1999, non publié mais voir article de Baron, 2000) affirment que 10 à 80 % d'azote retrouvé dans les

arbres centenaires (cèdre rouge) à proximité de la rivière (maximum 150 m) proviennent de la décomposition des saumons et que la croissance des arbres riverains est deux fois plus élevée en présence de saumons qu'en absence de saumons (Reimchen, communication personnelle, 2001). Les auteurs affirment que les ours noirs sont le vecteur principal entre l'azote retrouvé chez les saumons et l'azote retrouvé dans les arbres. A partir de cette information, en mesurant les quantités de  $^{15}\text{N}$  dans des échantillons de bois prélevés sur les arbres centenaires, les auteurs pensent pouvoir déterminer l'abondance des fraies des années précédentes (Reimchen et Mathewson, 1999, non publié). En effet, si le rapport isotopique  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  calculé est plus élevé d'un cercle de croissance de l'arbre à un autre cercle, alors l'abondance du frai en termes de saumon est plus élevée. Certaines études ont démontré une augmentation dans le rapport isotopique  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  à l'intérieur de la végétation riparienne et terrestre suite aux fraies (Kline *et al.*, 1990; Bilby *et al.*, 1996). Bilby *et al.* (1996) ont estimé à 18 % la quantité d'azote d'origine océanique contenu dans les feuilles de la végétation riparienne. Il semblerait par conséquent que les carcasses de saumon enrichissent en azote non seulement les rivières mais aussi les milieux contigus en grande partie lors de la décomposition de leur carcasse (70 %) et lors de l'excrétion (30 %) des gamètes, fèces et œufs (Cederholm *et al.*, 1999). La figure 2.2 présente, de façon schématique, la complexité des facteurs intervenant dans

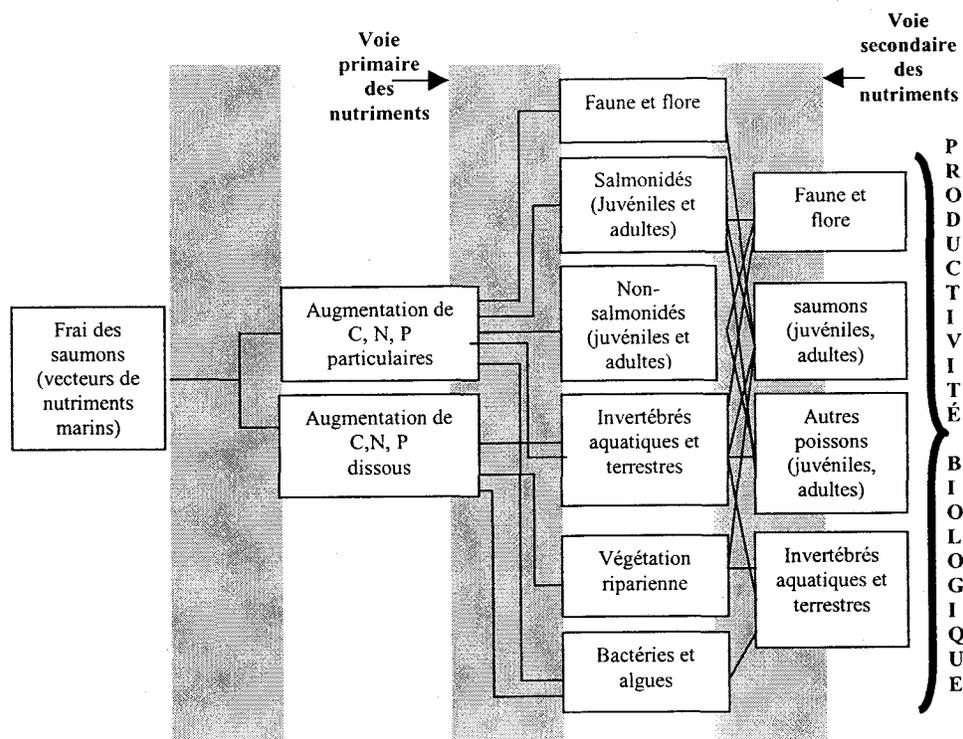


Figure 2.2 Principaux facteurs intervenant dans le transfert des nutriments dérivant des carcasses de saumon au sein des écosystèmes aquatiques et terrestres. Inspiré de Cederholm *et al.* (1999).

la remise en solution des nutriments dérivant des saumons au sein des écosystèmes aquatiques et terrestres.

En résumé, toutes les études présentées dans cette introduction montrent l'importance des carcasses de saumon dans l'apport en nutriments au sein des communautés biologiques aquatiques et riveraines. Cette introduction traite essentiellement de l'apport en nutriments et non de l'apport en mercure. Pourtant, une analogie peut être établie. En effet, l'information issue de cette revue de littérature nous permet de spéculer sur les communautés biologiques risquant de bioaccumuler le Hg issu des saumons morts. Afin de passer de la spéculation à la réalité, nous avons entrepris de mesurer un apport en mercure et un apport en nutriments au sein d'une frayère bordant le lac Ontario après le frai du saumon quinnat.

## 2.2 Matériel et méthodes

### 2.2.1 Sites d'échantillonnage

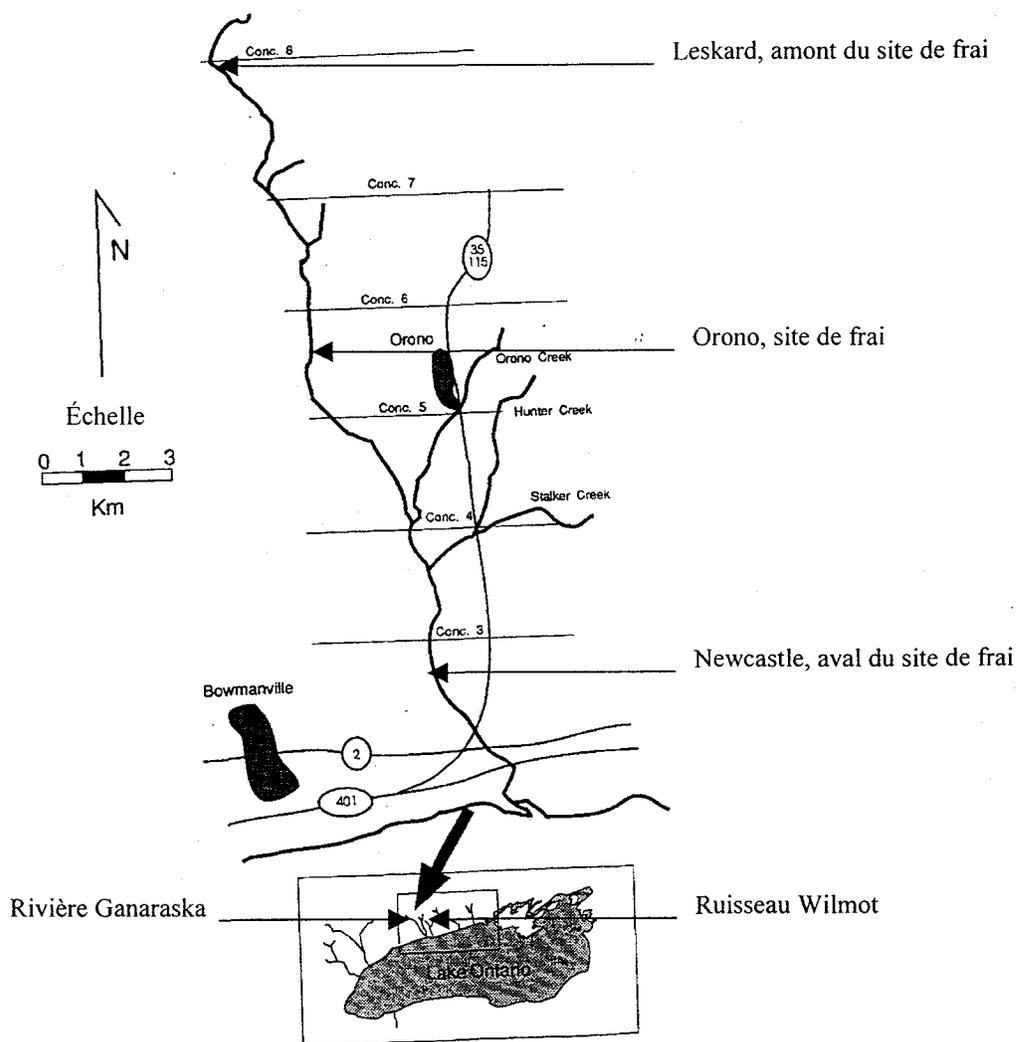


Figure 2.3 Localisation et représentation du ruisseau Wilmot (Municipalité de Clarington, Ontario). Issu de Stanfield *et al.* (1996, données non publiées). Conc. signifie concession.

Le ruisseau Wilmot (figure 2.3) est un cours d'eau qui prend sa source à 2 km au nord de la région de Leskard (municipalité de Clarington, Ontario). D'une longueur de 21.7 km, il est alimenté par des cours d'eau permanents et il se jette dans le Lac Ontario. Sa largeur moyenne est de 7.1 m (Stanfield *et al.*, 1993). Le bassin versant du ruisseau

Wilmot couvre une surface de 94 km<sup>2</sup> (Jones cité par Stanfield *et al.*, 1996, données non publiées). La flore est dominée par le cèdre blanc de l'Est (*Thuja occidentalis*) le saule (*Salix* sp.) et de la végétation herbacée. Le limon et le sable constituent 40 % des sédiments (Stanfield *et al.*, 1993). L'intérêt du site réside dans le fait que ce ruisseau constitue une frayère importante pour le saumon du Pacifique. En effet, chaque année durant l'automne, le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*), arrivé à maturité, remonte le ruisseau Wilmot pour frayer et y meurt. Par conséquent, ce ruisseau reçoit annuellement un nombre important de carcasses ( $\cong$  20 000 carcasses par an, Stanfield, communication personnelle, 2000). Nous avons distingué trois endroits différents au sein du ruisseau Wilmot; (1) le site de frai (situé près de Orono) où la majorité des saumons va mourir; (2) l'amont du site de frai (Leskard) correspondant à l'endroit où le ruisseau prend sa source; (3) l'aval du site de frai (Newcastle) correspondant à l'embouchure du ruisseau sur le lac Ontario. Ces différents lieux (figure 2.3) constituent nos sites d'échantillonnage. Précisons que le ruisseau Wilmot peut recevoir d'autres espèces de saumon mais dont le nombre en terme d'individus est inférieur à celui du saumon quinnat qui est le compétiteur dominant pour les habitats de reproduction (Stanfield, 2000, communication personnelle). Afin de comparer nos résultats, obtenus au sein du ruisseau Wilmot, nous avons également échantillonné dans une autre rivière, la rivière Ganaraska (figure 2.3), située à une vingtaine de kilomètres à l'ouest du ruisseau Wilmot dans le canton de Hope (municipalité de Northumberland, Ontario). La rivière Ganaraska se jette également dans le lac Ontario. Cette rivière ne reçoit pratiquement pas de saumons quinnat durant l'automne ce qui en fait un bon site témoin (i.e., sans saumons morts). Le lieu d'échantillonnage au sein de la rivière Ganaraska se situe à 10 km de l'embouchure. Au moment de l'échantillonnage, le pH et la température de l'eau du ruisseau Wilmot étaient de respectivement, 8.4 et 12°C. Quant à la rivière Ganaraska, le pH était de 8.6 et la température de l'eau était de 12°C.

## **2.2.2 Échantillonnage**

### **2.2.2.1 Prélèvement des échantillons**

Tous les échantillons ont été récoltés après la période de frai le 18 Octobre 2000.

### 2.2.2.1.1 Prélèvement de l'eau

Dans toutes nos manipulations, la vaisselle en contact avec l'échantillon a été lavée dans des conditions ultra-propres selon le protocole suivant sauf indications contraires : nettoyage à l'acide  $\text{HNO}_3$  15 % (grade ACS réactif, J. T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.),  $\text{HCl}$  1 % (grade ACS réactif, J. T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) suivis de sept rinçages à l'eau ultrapure (Milli-Q system ;  $> 18 \text{ M}\Omega\text{cm}$ ). Toutes les manipulations durant les analyses ainsi que durant l'échantillonnage ont été effectuées au moyen de gants en latex sans poudre (Latex gloves-powder free, VWR Canlab, Mississauga, Ontario).

Cinq bouteilles en Téflon de 60 ml (Threaded Teflon vials, Savillex Corporation, Minnetonka, Minnesota, U.S.A.), lavées préalablement à l'acide, ont été remplies au centre de la rivière à chacun des sites d'échantillonnage (amont, site de frai, aval du ruisseau Wilmot ainsi que dans la rivière Ganaraska). Ces bouteilles ont directement été congelées et cette eau a servi à mesurer les concentrations en Hg total (méthode analytique décrite dans la prochaine section). De plus, cinq bouteilles en plastique HDPE (High-Density Polyethylene) de 250 ml (TraceClean Cylinder Bottles, VWR Canlab, Mississauga, Ontario, Canada) lavées préalablement à l'acide ont été remplies à chacun des sites d'échantillonnage (amont du site de frai, site de frai, aval du site du frai au sein du ruisseau Wilmot ainsi que dans la rivière Ganaraska). Ces échantillons ont été conservés à l'obscurité dans une chambre froide de température  $4^\circ\text{C}$  durant une période de temps n'excédant pas 28 jours. Cette eau a servi aux analyses de nitrates, ammonium et phosphore total. Enfin, trois bouteilles en verre ambré de 40 ml (VWR brand Trace Clean, VWR Canlab, Montréal, Canada), nettoyées par combustion au four à  $400^\circ\text{C}$  pendant six heures et rincées à l'eau ultrapure ELGA (Milli-Q system organofree;  $> 18 \text{ M}\Omega\text{cm}$ ), ont été prélevées sur les différents sites d'échantillonnage. Les septums de ces bouteilles ambrées ont été lavés préalablement au persulfate (grade ACS réactif, VWR Canlab, Montréal, Canada) pendant une heure à  $60^\circ\text{C}$  et rincés à l'eau ELGA. Ces échantillons ont été conservés à l'obscurité dans une chambre froide à une température de  $4^\circ\text{C}$  durant une période de temps n'excédant pas huit jours. Cette eau a servi aux analyses de COT (carbone organique total). Il est important de préciser qu'aucun échantillon n'a

été filtré et que, par conséquent, il est impossible de distinguer les formes particulières et dissoutes du Hg total, de l'azote, du phosphore et du COT. Concernant le Hg dans l'eau, cela constitue un point faible dans notre étude étant donné que l'augmentation des particules organiques peut être proportionnelle à l'augmentation de Hg dans l'eau (Lucotte *et al.*, 1999).

#### 2.2.2.1.2 *Prélèvement des sédiments*

Cinq carottes de sédiments ont été prélevées à l'aide de carottiers en Plexiglas de 4.4 cm de diamètre à chacun des sites d'échantillonnage (= cinq carottes par site) dans le ruisseau Wilmot et dans la rivière Ganaraska. Seul le premier centimètre a été conservé et placé dans des pots HDPE de 125 ml à ouverture large (NALGENE, VWR Canlab, Mississauga, Ontario, Canada) lavés préalablement à l'acide. Le premier centimètre a été conservé afin de mesurer les concentrations de Hg. Ces pots ont été immédiatement congelés. Afin de déterminer l'apport annuel d'un frai, il aurait été nécessaire de prélever ces mêmes carottes avant et après le frai. Ces travaux dépassent le cadre de cette étude et seront effectués dans les prochains mois avant et après le frai 2001.

#### 2.2.2.1.3 *Prélèvement des invertébrés aquatiques et terrestres*

Les invertébrés aquatiques ont été récoltés à deux endroits différents au moyen d'un filet Surber au site de frai au sein du ruisseau Wilmot et au sein de la rivière Ganaraska (i.e. sans poissons morts). La technique d'échantillonnage du filet Surber consistait à placer l'ouverture du filet face au courant tout en frottant manuellement les pierres dans le lit du ruisseau devant cette ouverture. Ainsi, les invertébrés présents sur les pierres se retrouvaient piégés à l'intérieur du filet. Seules les espèces d'invertébrés se trouvant à la fois dans ces deux sites étaient conservées et placées dans des récipients (chaque taxa rencontré avait son propre récipient) remplis d'eau de rivière pour la déuration à l'intérieure d'un laboratoire mobile du Ministère des Ressources naturelles de l'Ontario. Le temps de déuration ne dépassait pas trois jours car le taux de survie des invertébrés diminuait avec le temps à cause d'une température ambiante trop élevée. Les invertébrés aquatiques étaient ensuite congelés vivants sur un morceau de Téflon lavé

préalablement à l'acide et contenu dans un tube Eppendorf 1.5 ml en polypropylène (Brinkmann, VWR Canlab, Mississauga, Ontario, Canada) lavé dans les mêmes conditions que les morceaux de Téflon. Des individus pour chaque taxon rencontré ont été sacrifiés pour l'identification taxonomique effectuée au moyen de manuels de référence (Wiggings, 1978; Merritt et Cummins, 1996) et étaient conservés dans du formaldéhyde (Grade ACS réactif, Fisher Scientific, Montréal, Canada ) 10 % (V/V).

Les invertébrés terrestres ont été prélevés directement sur ou dans le saumon mort échoué sur la grève au moyen d'une épuisette. Il s'agissait de diptères appartenant à la famille des calliphoridés. Les adultes étaient prélevés sur la carcasse alors que les larves ont été prélevées dans la carcasse. Tous ces individus étaient récoltés dans des pots HDPE de 125 ml à ouverture large lavés préalablement à l'acide. Ils étaient ensuite congelés sur un morceau de Téflon contenu dans un tube Eppendorf de 1.5 ml en polypropylène lavé également à l'acide. L'identification taxonomique s'est basée sur le manuel de référence de McAlpine (1987). Tous ces invertébrés aquatiques et terrestres ont servis à des analyses de mercure total.

#### *2.2.2.1.4 Prélèvement des tissus et des œufs de saumon quinnat*

Cinq poissons en amont du site de frai (Newcastle) ont été pêchés par pêche électrique. Des cinq saumons capturés, deux étaient des femelles. Sur ces dernières, nous avons prélevé les œufs, qui ont été conservés et congelés immédiatement dans des bouteilles en Téflon de 60 ml lavés préalablement à l'acide. Sur tous ces saumons quinnat, nous avons prélevé le muscle dorsal, entre la tête et la nageoire dorsale, ainsi que le foie, placés séparément dans des sacs de plastique (Whirl-Pak Sample Bags, Nasco, VWR Canlab, Mississauga, Ontario, Canada) et congelés immédiatement. Cinq autres poissons ont été pêchés par pêche électrique sur le site de frai (Orono). Une seule femelle a été pêchée ; il ne restait que quelques œufs qui ont été placés et congelés dans un vial en Téflon de 60 ml lavé préalablement à l'acide. Sur ces cinq saumons prélevés sur le site de frai, nous avons également prélevé le muscle dorsal, entre la tête et la nageoire dorsale, ainsi que le foie, placés séparément dans des sacs de plastique (Whirl-Pak Sample Bags, Nasco, VWR Canlab, Mississauga, Ontario, Canada) et congelés

immédiatement. Les tissus et les œufs échantillonnés ont servi à mesurer les concentrations de mercure total.

## 2.2.3 Analyses en laboratoire

### 2.2.3.1 Mercure total

#### 2.2.3.1.1 Hg dans l'eau

Les échantillons ont été décongelés à l'obscurité et ont été analysés immédiatement. La méthode analytique utilisée était la méthode 1631 de la U.S. EPA (1998). Le BrCl a été utilisé comme oxydant de la matière organique afin de dissocier le Hg des complexes organiques. Le BrCl était une solution combinée de  $\text{KBrO}_3$  (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) 1.1 % (P/V), de KBr (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) 1.5 % (P/V) et d'acide chlorhydrique (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) 80 % (V/V). Les excès de BrCl, suite à l'oxydation des complexes organiques de Hg, ont été neutralisés par l'ajout d'hydroxylamine (grade ACS réactif, Fisher Scientific, Montréal, Canada). Le mercure était ensuite réduit sous sa forme élémentaire par le  $\text{SnCl}_2$  (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) et était capté sur la trappe en or. Lorsque cette dernière était chauffée, le mercure libéré à l'état de vapeur était détecté dans la cellule du spectrophotomètre à fluorescence atomique. L'appareil utilisé était un CVAFS (Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrophotometry) Tekran 2600 (Toronto, Canada). Nous avons utilisé le matériel standard de référence des études interlaboratoires (eau de pluie, FP-HG77-5, Environnement Canada, Ottawa, Canada) dont les répliquats ( $n = 3$ ) étaient traités dans des volumes similaires. Les concentrations obtenues pour ces trois répliquats (2.4 ng/L, 2.3 ng/L, 2.4 ng/L ; CV = 3 %) se situaient dans la gamme de concentration du matériel standard de référence (FP-HG77-5 :  $2.22 \pm 0.08$  (écart-type) ng/L). Le matériel standard FP-77HG-2 a également été digéré mais aucun répliquat successif n'a été effectué (valeur attendue :  $0.11 \pm 0.04$  (écart-type) ng/L ; valeur observée : 0.13 ng/L). Aucune contamination en Hg n'a été détectée dans les blancs. La technique analytique par fluorescence atomique (Gill et Bruland, 1990 ; Cossa et Martin, 1991) est reconnue pour être très sensible et a permis la détection de mercure dans les eaux naturelles à partir de

50 pg/L (= limite de détection de l'appareil obtenue en multipliant par trois l'écart-type de dix blancs successifs).

#### *2.2.3.1.2 Hg dans les sédiments*

Les échantillons ont été lyophilisés jusqu'à un poids constant. La méthode 7471A de la U.S. EPA (1983) a été utilisée pour déterminer les concentrations de Hg total dans les sédiments. Le principe consistait à détecter les vapeurs de mercure par un spectrophotomètre à absorption atomique à une longueur d'onde de 253.7 nm. La détermination du mercure s'effectuait en deux étapes. La première consistait en une digestion de l'échantillon en milieu acide et oxydant dans des tubes en verre de 50 ml (Pyrex, VWR Canlab, Mississauga, Ontario, Canada). Ces tubes ont été lavés préalablement dans de l'eau régale (acide chlorhydrique et acide nitrique concentrés 3 : 1 (V/V)) puis séchés durant 24 heures dans un four à graphite. Les sédiments ont été digérés dans un mélange d'acide chlorhydrique (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) et d'acide nitrique (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) concentrés (3 : 1) sur une plaque chauffante de marque Technicon (BD-40 Heating unit) à 95°C. L'oxydant utilisé était du permanganate de potassium (grade ACS réactif, Fisher Scientific, Montréal, Canada) 5 % (P/V) suivi de persulfate de potassium (grade ACS réactif, BDH Inc., Toronto, Canada) 5 % (P/V). Ces réactifs ont permis de dissocier le mercure des complexes organiques et également des sulfurocomplexes. L'excès de permanganate de potassium a été neutralisé par une solution combinée de chlorure de sodium (grade ACS réactif, BDH Inc., Toronto, Canada) 12 % (P/V) et de chlorure d'hydroxylamine (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) 12 % (P/V) après avoir digéré les échantillons. Dans la seconde étape, le SnCl<sub>2</sub> (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) 3 % (P/V) a réduit le mercure sous sa forme élémentaire. Le mercure réduit a été amené sous forme gazeuse dans une cellule où il a été dosé par spectrophotométrie d'absorption atomique avec formation de vapeur. Nous avons utilisé comme matériel standard de référence du BEST-1 (Sédiment marin, NRC-CNRC, Ottawa, Canada) préalablement lyophilisé jusqu'à un poids constant et dont les répliquats (n = 3) ont été digérés dans des volumes similaires. Les concentrations obtenues pour ces trois répliquats (83 ng/g, 85 ng/g, 90ng/g ; CV = 4 %) se situaient dans la gamme

de concentration du matériel standard de référence (BEST-1 :  $92 \pm 9$  (écart-type) ng/g). Aucune contamination en Hg n'a été détectée dans les blancs. Le spectrophotomètre d'absorption atomique utilisé était un générateur d'hydrures à vapeurs froides (Varian Spectr. AA-20). La limite de détection de l'appareil, obtenue en multipliant par trois l'écart-type de dix blancs successifs, était de  $0.7 \mu\text{g/L}$ .

#### *2.2.3.1.3 Hg dans les invertébrés et les œufs de saumons*

Les échantillons ont été lyophilisés jusqu'à un poids constant. Un analyseur de mercure (Leco, AMA254) a été utilisé pour déterminer les concentrations de mercure total dans les invertébrés. Ce spectrophotomètre d'absorption atomique utilisait la combustion de l'échantillon sans digestion chimique à une température supérieure à  $500^\circ\text{C}$ . La durée du temps de décomposition de l'échantillon était de 180 secondes. Les vapeurs de Hg étaient piégées sur une trappe en or et étaient ensuite détectées dans la cellule du spectrophotomètre d'absorption atomique. L'instrument a été décrit en détails dans l'étude de Hall et Pelchat (1997). Nous avons utilisé du tissu d'huître (NBS 1566, Washington, U.S.A.) et du TORT-1 (hépatopancréas d'homard, NRC-CNRC, Ottawa, Canada) comme matériels standards de référence également lyophilisés jusqu'à un poids constant et dont les répliquats ( $n = 3$ ) étaient de poids similaires. Les concentrations obtenues pour ces trois répliquats (TORT-1 : 314 ng/g, 327 ng/g, 334 ng/g ; CV = 3 % ; tissu d'huître : 42 ng/g, 47 ng/g, 49 ng/g ; CV = 10 %) se situaient dans la gamme de concentration du matériel standard de référence (TORT-1:  $330 \pm 30$  (écart-type) ng/g ; tissu d'huître :  $57 \pm 15$  (écart-type) ng/g). Aucune contamination en Hg n'a été détectée dans les blancs. La limite de détection, obtenue en multipliant par trois l'écart-type de dix blancs successifs, était de  $0.010 \text{ ng de Hg}$ .

#### *2.2.3.1.4 Hg dans la chair des poissons*

Les échantillons ont été lyophilisés jusqu'à un poids constant. Les muscles des poissons n'étaient pas homogénéisés avant la digestion. La détermination du mercure s'effectuait en deux étapes selon la méthode 207-Hg 1.0 du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1986). La première étape consistait en une digestion du tissu biologique en milieu acide et oxydant dans des tubes en verre de 75 ml (Pyrex, VWR

Canlab, Montréal, Canada) lavés dans une solution combinée de  $K_2Cr_2O_7$  (grade ACS réactif, Fisher Scientific, Montréal Canada) 1 % (P/V) et d'acide nitrique concentré (qualité trace metal, Fisher Scientific, Montréal, Canada) puis séchés durant 24 h dans un four à 180°C. Les tissus ont été digérés dans un mélange d'acide sulfurique (grade environnemental, Anachemia, Montréal, Canada) et d'acide nitrique (qualité trace métal, Fisher Scientific, Montréal, Canada) concentrés (3 : 1) sur une plaque chauffante de marque Technicon (BD-40 Heating unit) durant deux heures à 90°C. L'oxydant utilisé était du permanganate de potassium (grade ACS réactif, Fisher Scientific, Montréal, Canada) 6 % (P/V) permettant l'oxydation de la matière organique de l'échantillon y compris des composés organomercurels. Dans la seconde étape, une solution réductrice combinée de chlorure de sodium (grade ACS réactif, BDH Inc., Toronto, Canada) 0.6 % (P/V), de sulfure d'hydroxylamine (grade ACS réactif, J.T. Baker, Phillipsburg, U.S.A.) 1 % (P/V) et de sulfate stanneux (grade ACS réactif, BDH Inc., Toronto, Canada) réduisait le mercure sous sa forme élémentaire. Le mercure réduit a été amené sous forme gazeuse dans une cellule où il a été dosé par photométrie UV avec génération de vapeur. Nous avons utilisé comme matériels standards de référence du DORM-2 (muscle de chien de mer, 84276, Institut de chimie de l'Environnement, Ottawa, Canada) et du TORT-1 (hépatopancréas d'homard, NRC-CNRC, Ottawa, Canada) également lyophilisés jusqu'à un poids constant et dont les répliquats ( $n = 3$ ) étaient digérés dans des volumes similaires. Les concentrations obtenues pour ces trois répliquats (DORM-2 : 190 ng/g, 210 ng/g, 215 ng/g; CV = 6 %; TORT-1 : 340 ng/g, 350 ng/g, 350 ng/g; CV = 2 %) se situaient dans la gamme de concentration du matériel standard de référence (DORM-2 :  $230 \pm 50$  (écart-type) ng/g ; TORT-1 :  $330 \pm 30$  (écart-type) ng/g). Aucune contamination en Hg n'a été détectée dans les blancs. La marque de l'analyseur de mercure que nous avons utilisé est LDC Milton Roy. La limite de détection de l'appareil, obtenue en multipliant par trois l'écart-type de dix blancs successifs, était de 7 ng Hg/L.

### 2.2.3.2 Autres analyses dans l'eau

#### 2.2.3.2.1 Nitrates

L'eau contenue dans les bouteilles de 250 ml (entreposées à 4°C) a été analysée quelques jours après l'échantillonnage. La méthode 300.0 de la U.S. EPA (1993) a été utilisée pour la détermination des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ). Les anions étaient déterminés sur l'échantillon filtré par chromatographie ionique (DIONEX DX300). La colonne anionique utilisée était la ASI4 (DIONEX) avec un éluant pour ASI4. Le matériel standard de référence utilisé était de l'eau de pluie (FP- 73 S W- 7, étude interlaboratoire, NWRI, Burlington, Ontario, Canada). Aucun répliat n'a été effectué (valeur attendue pour la concentration des nitrates:  $2.1 \pm 0.1$  (écart-type) mg/L; valeur obtenue: 2.0 mg/L). Aucune contamination en  $\text{NO}_3^-$  n'a été détectée dans les blancs. La limite de détection de l'appareil (DIONEX DX300), obtenue en multipliant par trois l'écart-type de dix blancs successifs, était de 0.02 µg/ml.

#### 2.2.3.2.2 Ammonium

L'eau contenue dans les bouteilles de 250 ml (entreposées à 4°C) a été analysée quelques jours après l'échantillonnage. La méthode analytique utilisée pour la détermination de l'ammonium était la méthode 351.2 de la U.S. EPA (1983). L'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) a été déterminé par spectrophotométrie au moyen d'un Auto-analyseur (LACHAT instruments, QuickChem FIA+ série 8000). L'échantillon contrôle qualité Nutrients 2185 (APG, Belpre, Ohio, U.S.A.) a été utilisé. Aucun répliat n'a été effectué (valeur attendue pour la concentration en ammonium:  $5.53 \pm 0.05$  (écart-type) mg-N/L; valeur obtenue: 5.55 mg-N/L). Aucune contamination en ammonium n'a été détectée dans les blancs. La limite de détection de l'appareil obtenue en multipliant par trois l'écart-type de dix blancs successifs, était de 0.003 µg/ml.

#### 2.2.3.2.3 Phosphore total

L'eau contenue dans les bouteilles de 250 ml (entreposées à 4°C) a été analysée quelques jours après l'échantillonnage. La méthode analytique utilisée pour la détermination du phosphore total était la méthode 365.1 de la U.S. EPA (1993). Le phosphore total était déterminé par spectrophotométrie au moyen d'un Auto-analyseur

(LCHAT instruments, QuickChem FIA+ série 8000). L'échantillon contrôle qualité Nutrients 2185 (APG, Belpre, Ohio, U.S.A.) a été utilisé. Aucun réplicat n'a été effectué (valeur attendue pour la concentration en phosphore total:  $6.55 \pm 0.02$  (écart-type) mg-P/L; valeur obtenue: 6.54 mg-P/L). Aucune contamination en phosphore total n'a été détectée dans les blancs. La limite de détection de l'appareil obtenue en multipliant par trois l'écart-type de dix blancs successifs, était de 1  $\mu\text{g-P/ml}$ .

#### 2.2.3.2.3 Carbone organique total

Les échantillons ont été analysés dans les trois jours qui ont suivis leur prélèvement. La méthode analytique utilisée était la méthode CO 410.2 pour l'analyseur de carbone organique total Shimadzu TOC-5000A. Le réactif utilisé est de l'acide phosphorique (grade ACS réactif, ACP, Montréal, Québec, Canada) 25 % (V/V). L'échantillon contrôle de qualité utilisé était une solution DEMAND 42.02 (APG, Belpre, Ohio, U.S.A.). Aucun réplicat n'a été effectué (valeur attendue pour la concentration de carbone organique total:  $42.02 \pm 0.17$  (écart-type) mg/L; valeur obtenue: 41.94 mg/L). Aucune contamination en COT n'a été détectée dans les blancs. La limite de détection de l'appareil, obtenue en multipliant par trois l'écart-type de dix blancs successifs, était de 0.05 mg/L.

#### 3.2.6.3 Analyses statistiques

Pour comparer les valeurs obtenues entre le ruisseau Wilmot et la rivière Ganaraska dans, (1) la concentration en mercure total dans l'eau, (2) la concentration en mercure total dans les sédiments, (3) les concentrations aqueuses en nitrates, ammonium, phosphore total et COT, nous avons appliqué des tests d'analyse de variance à une voie, une fois les conditions d'application respectées (normalité des données et homogénéité des variances). Précisons qu'aucune transformation n'a été appliquée pour normaliser nos données. Lorsque nous avons détecté des différences significatives entre les traitements, nous avons appliqué le test *a posteriori* SNK (Student-Newman-Keuls). Enfin, nous avons utilisé des tests de Student afin de comparer la concentration moyenne de Hg total dans les tissus de saumons entre deux traitements. Toutes les analyses ont été effectuées

au moyen du logiciel SYSTAT, version 10 de SPSS Science Marketing Department,  
Chicago, I.L., U.S.A..

## 2.3 Résultats et discussion

### 2.3.1 Le transfert du méthylmercure lors de la décomposition des carcasses de saumon dans une frayère du lac Ontario

#### 2.3.1.1 Concentration de Hg total dans les tissus de saumons quinnat

##### 2.3.1.1.1 Hg total dans le muscle dorsal et dans le foie des saumons

Dans le but d'obtenir une concentration moyenne de Hg total pour le muscle dorsal ainsi que pour le foie en regroupant les dix poissons pêchés lors de l'échantillonnage, nous avons, dans un premier temps, vérifié que, (1) les saumons (sexes confondus) prélevés à l'embouchure de la rivière ne présentent aucune différence significative dans leurs concentrations en mercure comparées à celles des saumons pêchés sur le site de frai et que, (2) le sexe des saumons (sites confondus) n'influence pas leurs concentrations en Hg total. Un test de Student n'a montré aucune différence

Tableau 2.2 [Hg total] en mg/Kg (poids sec) dans le foie et dans le muscle dorsal des saumons en fonction du lieu au sein du ruisseau Wilmot (aval du site de frai et site de frai) et en fonction du sexe des saumons. Les valeurs entre parenthèses représentent l'écart-type. Les concentrations en Hg total en fonction du lieu ont été obtenues en regroupant les saumons de sexe différent. Les concentrations en Hg total en fonction du sexe ont été obtenues en regroupant les saumons de même sexe pêchés en aval et au niveau du site de frai.

Lieu	[Hg total] mg/Kg (poids sec)	
	aval du site de frai (n = 5)	site de frai (n = 5)
Tissus de saumon		
Muscle dorsal	0.74 <sup>a</sup> (0.09)	0.99 <sup>a</sup> (0.38)
Foie	0.58 <sup>a</sup> (0.10)	0.54 <sup>a</sup> (0.25)
Sexe	mâle (n = 7)	femelle (n = 3)
Tissus de saumon		
Muscle dorsal	0.90 <sup>a</sup> (0.34)	0.78 <sup>a</sup> (0.28)
Foie	0.48 <sup>a</sup> (0.17)	0.69 <sup>a</sup> (0.09)

<sup>a</sup> signifie que l'application d'un test de Student n'indique aucune différence significative ( $p > 0.05$ ) dans la concentration moyenne de Hg total entre deux traitements.

significative ( $p > 0.05$ ) dans la concentration en Hg total entre les saumons pêchés à l'embouchure de la rivière et les saumons pêchés sur le site de frai à la fois dans le muscle dorsal et dans le foie des saumons (tableau 2.2). Autrement dit, la remontée des saumons quinnat lors du frai ne semble pas induire une augmentation de mercure dans les tissus. De plus, un test de Student ne montre aucune différence significative ( $p > 0.05$ )

dans la concentration en mercure total (muscle dorsal et foie) entre les femelles et les mâles (tableau 2.2). La figure 2.4 présente les concentrations moyennes de mercure total contenues dans le muscle dorsal et dans le foie des dix saumons quinnat (sites et sexes confondus) pêchés au sein du ruisseau Wilmot. Un test de Student indique une différence significative ( $p < 0.05$ ) dans la concentration en mercure total entre le muscle dorsal ( $0.86 \pm 0.32$  (écart-type) ng/g) et le foie ( $0.32 \pm 0.19$  (écart-type) ng/g) des saumons quinnat. En effet, le Hg est moins concentré dans le foie des saumons que dans la chair du muscle dorsal. Ces résultats coïncident avec ceux de l'étude de Lalonde *et al.* (1999). Par conséquent, on peut présumer que les invertébrés se nourrissant directement des carcasses

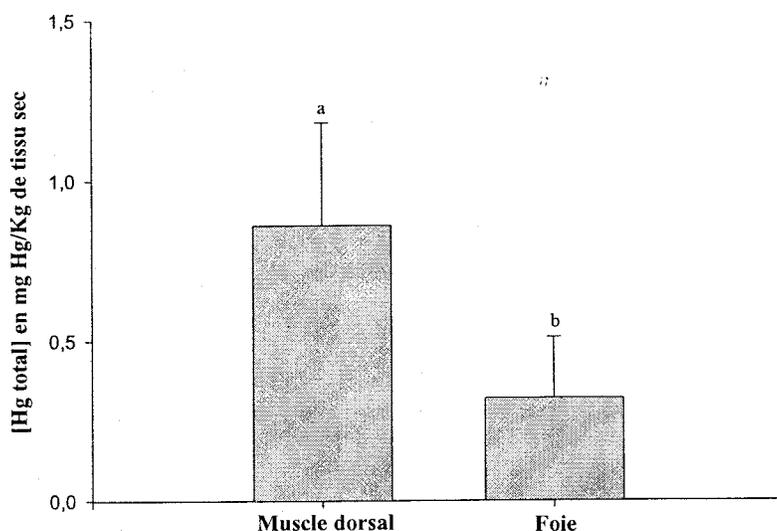


Figure 2.4 [Hg total] en mg/Kg (poids sec) dans le foie et dans le muscle dorsal des dix saumons quinnat au sein du ruisseau Wilmot prélevés en aval du site de frai et au niveau du site de frai. L'écart-type est représenté. Deux lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements.

présenteront un risque plus élevé de bioaccumulation lors de l'ingestion du muscle dorsal des saumons. Comme nous l'avons mentionné dans le paragraphe 2.1.2.1, la communauté d'invertébrés en relation avec les poissons morts dépend de l'état d'immersion de la carcasse. Kline *et al.* (1997) affirment que, (1) seules les carcasses totalement ou partiellement immergées sont recouvertes d'un biofilm, (2) la décomposition des carcasses depuis l'extérieur vers l'intérieur de la peau n'est observée que pour les carcasses partiellement ou totalement émergées subissant l'activité des invertébrés terrestres. Nos résultats indiquent que les larves d'invertébrés terrestres se nourrissent des

carcasses depuis l'extérieur vers l'intérieur du corps vont probablement différer dans leur teneur en mercure si elles se nourrissent de foie ou du muscle dorsal.

### 2.3.1.1.2 *Durée du temps de décomposition en fonction de l'état d'immersion de la carcasse*

On peut s'interroger sur la variation du temps de décomposition en fonction de l'état d'immersion de la carcasse. Précisons auparavant que toutes les carcasses complètement immergées (lors de notre échantillonnage) ne flottaient pas même si certaines n'étaient pas recouvertes de débris organiques (branches, bois). Schneider (1997) affirme que la flottabilité d'une carcasse de poisson en milieu aquatique dépend de la température de l'eau. En effet, selon lui, pour une température de l'eau supérieure à 15.5°C, l'activité bactérienne est suffisante pour générer des gaz à l'intérieur du poisson mort et par conséquent, entraîner sa flottabilité. Dans notre étude, la température de l'eau du ruisseau Wilmot était de 12°C. La figure 2.5 présente le temps de décomposition (= temps nécessaire pour réduire les carcasses de poisson à l'état de squelette) des carcasses de saumon quinnat au sein du ruisseau Wilmot en fonction de l'état d'immersion des carcasses. L'aide des élèves de l'école Wilmot Creek a permis d'obtenir ces résultats. En

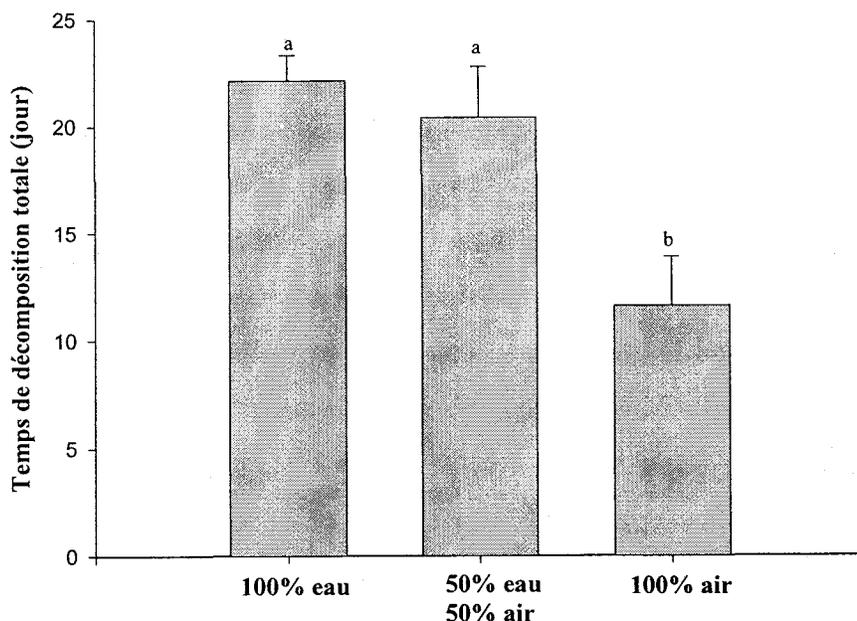


Figure 2.5 Temps de décomposition totale (jour) en fonction de l'état d'immersion de la carcasse de saumon quinnat. Deux lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements. L'écart-type est représenté.

effet, les élèves se rendaient chaque jour sur le site de frai pour observer l'état de décomposition de certaines carcasses marquées (n = 28) réparties comme suit : dix carcasses totalement immergées (= 100 % eau), huit carcasses partiellement immergées (= 50 % eau – 50 % air), dix carcasses totalement émergées (= 100 % air). Un test d'analyse de variance à une voie montre des différences significatives ( $p < 0.05$ ) dans la durée de décomposition entre les carcasses totalement émergées et les carcasses partiellement et totalement immergées. Cependant, aucune différence significative n'est observée dans la durée de décomposition entre les carcasses partiellement et totalement immergées. Nos résultats indiquent que la décomposition des carcasses de saumon est plus rapide en milieu terrestre ( $11.6 \pm 2.3$  (écart-type) jours) qu'en milieu aquatique ( $22.1 \pm 1.2$  (écart-type) jours). La décomposition des carcasses partiellement immergées est de  $20.4 \pm 2.4$  (écart-type) jours. Il semblerait que la décomposition rapide des carcasses en milieu terrestre soit le résultat de l'activité des larves de diptères calliphoridés (cf. paragraphe 2.1.2.1.2).

#### 2.3.1.1.3 Hg total dans les œufs de saumon quinnat

Le tableau 2.3 présente les concentrations de mercure total dans les œufs prélevés sur trois femelles au sein du ruisseau Wilmot. Les valeurs obtenues indiquent que les

Tableau 2.3 [Hg total] en ng/g (poids sec) retrouvée dans les œufs (n = 5/femelle).

saumon femelle	[Hg total] en ng/g
1*	36
2*	35
3**	50

\* femelle pêchée à l'embouchure du ruisseau Wilmot

\*\* femelle pêchée sur le site de frai au sein du ruisseau Wilmot

œufs sont peu concentrés en mercure par rapport au foie ( $690 \pm 90$  ng/g de poids sec) ou la chair ( $780 \pm 280$  ng/g de poids sec) des saumons femelles. Nos résultats suggèrent que les concentrations en mercure total dans les œufs (poids sec) représentent 5 % de la concentration en Hg total contenue dans la chair des femelles. Ces valeurs coïncident avec les résultats de Latif *et al.* (2001). En effet, les auteurs mesurent le transfert de méthylmercure des femelles de doré (*Stizostedion vitreum*) à l'intérieur des œufs et des

alevins. Leurs conclusions indiquent que les concentrations en méthylmercure dans les œufs représentent entre 2 % et 11 % des concentrations en méthylmercure total du muscle dorsal des femelles dépendant du lac où elles sont prélevées. De plus, il semble que les alevins ne sont pas affectés par ces concentrations en Hg lors de leur développement (Latif *et al.*, 2001). Cette source de mercure contenue dans les œufs peut représenter un réel risque de contamination en Hg pour les animaux se nourrissant abondamment des œufs si on établit une analogie avec la contribution des œufs en azote au sein des systèmes aquatiques. En effet, 10 à 30 % de l'azote dérivant des saumons provient des œufs (Koski 1966, 1975; Tagart, 1976; Cederholm *et al.*, 1999) et 30 % à 75 % des œufs peuvent être ingérés par les saumons juvéniles et/ou la truite-arc-ciel (Johnson et Ringler, 1979). On pourrait présumer que même si les œufs de saumon sont peu concentrés en mercure comparés au reste du poisson, étant donné leur nombre considérable au sein d'une frayère, ils peuvent représenter un apport de mercure relativement important au sein des systèmes aquatiques et présenter un risque éventuel de contamination en Hg pour les animaux se nourrissant en grande partie des œufs dont les saumons juvéniles. En effet, Johnson et Ringler (1979) ont analysé les contenus stomacaux de 22 saumons coho juvéniles d'âge 0 dans une rivière à saumon bordant le lac Ontario (Port-Ontario, New York). Leurs résultats indiquent que les œufs constituent 39 % de la diète alimentaire total (aquatique et terrestre) des saumons juvéniles et 99 % de la nourriture aquatique totale (poids humide). Les mêmes analyses effectuées sur 50 truites arc-en-ciel d'âge 0 indiquent que les œufs constituent 75 % du régime alimentaire total (aquatique et terrestre) des juvéniles et 90 % de la nourriture aquatique totale (poids humide). De plus, de nombreux oiseaux (Mossman, 1958; Moyle 1966; Reimchen, 1994), poissons (Nicola 1966; Ellis 1970), invertébrés aquatiques (Cederholm *et al.*, 2000) et certains mammifères (Moyle, 1966; Reimchen, 1994) peuvent se nourrir des œufs de saumons.

### **2.3.1.2 Hg total dans l'eau**

La figure 2.6 présente les concentrations en mercure total dans l'eau mesurées dans le ruisseau Wilmot après le frai du saumon quinnat et dans la rivière Ganaraska. Rappelons que les échantillons n'ont pas été filtrés et qu'il est impossible par conséquent

de distinguer le Hg particulaire du Hg dissous dans l'eau (cf. paragraphe 2.2.2.1.1). Un test d'analyse de variance à une voie montre des différences significatives ( $p < 0.05$ ) dans la concentration de Hg total entre la rivière Ganaraska et le site de frai ainsi que l'aval du site de frai au sein du ruisseau Wilmot. De plus, les concentrations de Hg total sont significativement plus élevées ( $p < 0.05$ ) en aval qu'en amont du site de frai au sein du ruisseau Wilmot. En effet, une augmentation dans la concentration de 57 % de Hg total

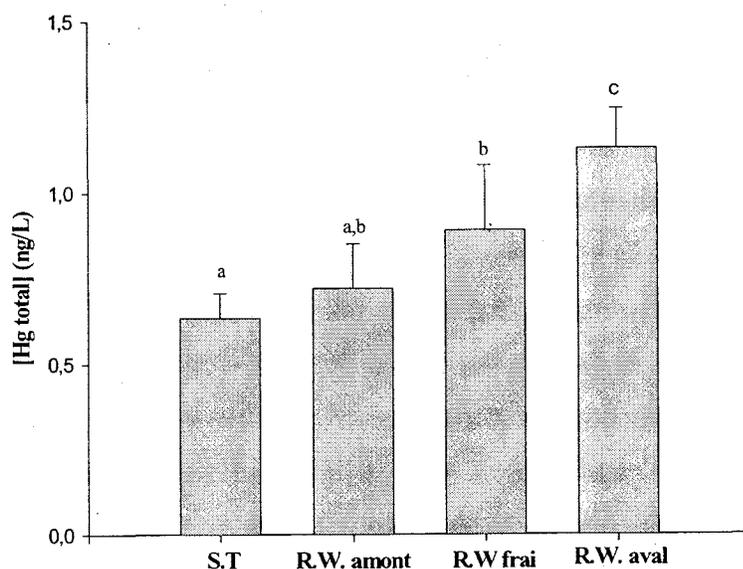


Figure 2.6 [Hg total] dans l'eau en ng/L mesurées dans le ruisseau Wilmot (R.W.) en amont du site de frai, sur le site de frai et en aval du site de frai ainsi que dans la rivière Ganaraska (S.T = Site Témoin). L'écart-type est représenté.

est mesurée entre l'amont et l'aval du site de frai au sein du ruisseau Wilmot. Cependant, rappelons qu'il s'agit d'une étude préliminaire; pour confirmer l'impact des carcasses de saumon sur l'augmentation de la concentration en Hg total dans l'eau, trois suggestions peuvent être formulées : (1) faire une série d'échantillonnage avant le frai et après le frai afin de comparer les concentrations aqueuses de Hg total; (2) obtenir une série d'échantillons en amont et en aval du site témoin; (3) filtrer les échantillons d'eau afin de distinguer le Hg particulaire du Hg dissous et identifier les particules dans l'eau; (4) faire un suivi temporel de l'identification des particules dans l'eau. Malheureusement, dans le cadre de ce travail, nous ne possédons pas de telles données. Par contre, nous entendons effectuer ces échantillonnages au cours des prochains mois. La valeur de la concentration la plus élevée mesurée en aval du site de frai ( $1.13 \pm 0.12$  (écart-type) ng/L) est

légèrement supérieure aux concentrations de mercure total mesurées dans le lac Ontario (Amyot *et al.*, 2000) variant entre  $0.31 \pm 0.03$  (écart-type) ng/L et 0.99 ng/L (aucune mesure statistique de dispersion). On peut se demander si une concentration de 1.13 ng/L de mercure total dans l'eau peut avoir des répercussions sur les communautés aquatiques. Pour cela, il serait important de connaître, non l'augmentation de Hg total dans l'eau mais l'augmentation de méthylmercure aqueux. En effet, sous la forme organique, le mercure est plus facilement biodisponible ce qui représente un réel risque de contamination pour les communautés biologiques aquatiques (Morel *et al.*, 1998). Malheureusement, nous ne possédons pas ces données. On peut toutefois spéculer sur la proportion de méthylmercure dans la concentration aqueuse de Hg total de 1.13 ng/L en se basant sur l'étude de Bloom et Kuhn (1996, non publié). En effet, les auteurs estiment, en laboratoire, que 29 % du mercure issu de la décomposition des poissons en conditions oxygènes est sous forme de méthylmercure dissous, 37 % est sous forme de  $Hg^0$ , 13 % est sous forme de méthylmercure dans les sédiments et le reste est absorbé sur les parois du microcosme (cf. figure 1.2). Par conséquent, dans notre étude, si les carcasses de saumon augmentent de 0.41 ng/L la concentration de mercure total entre l'amont et l'aval du site de frai, alors, en se basant sur les observations de Bloom et Kuhn, on peut estimer que les carcasses augmentent la concentration en méthylmercure dissous de 0.1 ng/L. Cette augmentation peut paraître négligeable mais si on la compare à la concentration moyenne de méthylmercure dissous mesurée sur 23 lacs du nord du Wisconsin (Watras *et al.*, 1995) de 0.16 ng/L (0.012-0.83 ng/L), on s'aperçoit que cette augmentation représente 63 % des concentrations aqueuses moyennes de méthylmercure au sein des lacs tempérés. De plus, Porcella (1994) affirme que les poissons accumulent le méthylmercure à la fois par leur nourriture mais aussi par l'eau et qu'une augmentation dans l'eau induit une augmentation dans les poissons par bioamplification (Porcella, 1994). Toutefois cette hypothèse est hautement spéculative car nous nous basons sur les résultats de Bloom et Kuhn obtenus en laboratoire.

On peut se demander quels autres facteurs seraient responsables d'une augmentation de mercure dans l'eau si l'on exclut les carcasses de saumon. Deux facteurs ont été retenus, à savoir, la concentration de carbone organique total (COT) et l'activité

anthropique. L'activité anthropique sera discutée prochainement dans la section accordée aux analyses des nutriments dans l'eau. La concentration en COT est présentée dans le prochain paragraphe.

### 2.3.1.2.1 Carbone organique total

Il semblerait que le carbone organique dans l'eau (dissous et particulaire) est un facteur qui affecte grandement l'accumulation du méthylmercure dans les poissons en milieu lacustre (Greib *et al.*, 1990; Spry et Wiener, 1991). En effet, les concentrations les plus élevées obtenues chez toutes les espèces de poisson étudiées proviennent de plans d'eau ayant une teneur organique élevée, mesurée par la couleur, la teneur en carbone organique total et dissous, ainsi que la concentrations de tanins. La biodisponibilité à la base de la chaîne alimentaire serait plus élevée dans ces milieux (Lucotte *et al.*, 1999). De plus, il apparaît que la quantité de Hg entraînée depuis les bassins versants vers un lac est directement proportionnelle à la quantité de carbone lessivée des sols du bassin versant environnant (Lucotte *et al.*, 1999). Nous avons mesuré les concentrations de COT dans l'eau (figure 2.7) dans le ruisseau Wilmot et dans la rivière Ganaraska afin d'évaluer l'importance de ce facteur sur les concentrations aqueuses de Hg total. Un test d'analyse de variance à une voie montre des différences significatives ( $p < 0.05$ ) dans la

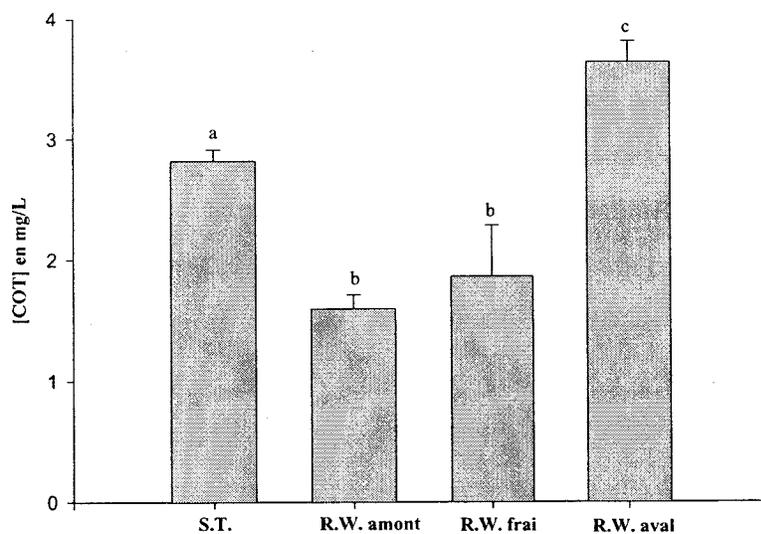


Figure 2.7 [COT] en mg/L au sein du ruisseau Wilmot (R.W.), en amont du site de frai, sur le site de frai, en aval du site de frai ainsi que dans la rivière Ganaraska (S.T). L'écart-type est représenté.

concentration de COT entre la rivière Ganaraska et tous les autres sites au sein du ruisseau Wilmot. De plus, une différence significative ( $p < 0.05$ ) est observée entre l'amont du site de frai et l'aval du site de frai au sein du ruisseau Wilmot. En effet, la concentration en COT est 2.4 fois plus élevée en aval du site de frai qu'en amont du site de frai. La rivière Ganaraska présente des concentrations en COT significativement plus élevées que le site de frai mais elle présente également les concentrations en Hg total les plus faibles (cf. figure 2.6). Par conséquent, on peut supposer que le COT n'est probablement pas le facteur responsable de cette augmentation en Hg total dans l'eau car le site témoin présente à la fois des concentrations en COT élevées et des concentrations de mercure faibles. Cependant des analyses avant et après le frai devraient être effectuées pour confirmer nos interprétations (prévues ces prochains mois). L'augmentation en COT entre l'amont et l'aval du site de frai est de 2.04 mg/L et serait probablement le résultat des carcasses de saumon. En effet, la décomposition des carcasses de saumon représente une source importante de matière organique allochtone (cf. 2.1.3). Bilby *et al* (1996) estime que les saumon coho peuvent augmenter de 25 % à 40 % les concentrations en N, P et C dans les petits ruisseaux de l'ouest de Washington lors d'un frai peu abondant. De plus, les nutriments dérivant des carcasses de saumon peuvent influencer l'aval du site de frai jusqu'à une distance de 50 km (Slaney *et al.*, 1994 ; Larkin et Slaney, 1997). Dans notre étude, la distance entre l'amont et l'aval du site de frai est inférieure à 10 km. En résumé, nous pensons que le COT n'est probablement pas le facteur responsable de l'augmentation de la concentration de Hg total dans l'eau mais que cette augmentation serait le résultat de la décomposition des carcasses de saumon. Toutefois, n'ayant pas filtré les échantillons d'eau, cette affirmation reste spéculative. Néanmoins, il est probable que les particules retrouvées dans l'eau soient des particules de poisson et que par conséquent, la décomposition des carcasses de poissons augmentent les particules dans l'eau. Afin de vérifier cette hypothèse, un suivi temporel (avant et après un frai durant la même année) ainsi que l'identification des particules semblent nécessaires et nous envisageons ces travaux durant le frai 2001.

### 2.3.1.2 Hg total dans les sédiments

La figure 2.8 présente les concentrations en mercure total mesurées dans les sédiments du ruisseau Wilmot après la frai du saumon quinnat et dans les sédiments de la rivière Ganaraska. Un test d'analyse de variance à une voie montre des différences significatives ( $p < 0.05$ ) dans la concentration de Hg total entre tous les traitements. Nos résultats suggèrent par conséquent que les carcasses de saumon seraient probablement responsables d'une augmentation de concentration en mercure total de 15 % dans les

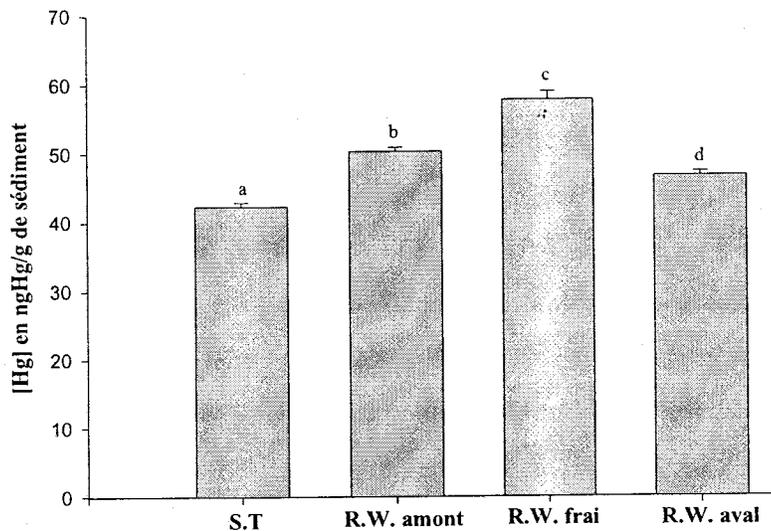


Figure 2.8 [Hg total] dans les sédiments en ng/g (poids sec) au sein du ruisseau Wilmot (R.W.), en amont du site de frai, sur le site de frai, en aval du site de frai ainsi que dans la rivière Ganaraska (S.T). L'écart-type est représenté

sédiments entre l'amont du site de frai et le site de frai au sein du ruisseau Wilmot. Le site de frai est généralement l'endroit de la rivière où la quantité de débris organiques (branches d'arbres, troncs d'arbres, macrophytes...etc) est la plus importante. Il est établi que les débris organiques (branches, feuilles, etc.) au sein d'un cours d'eau (cf. paragraphe 2.1.3) peuvent influencer le mouvement des sédiments, la rétention de la matière organique et la structure des communautés biologiques (Bilby et Ward, 1989). Par conséquent, le flux de déposition du Hg particulaire issu des particules de poisson serait probablement favorisé au niveau du site de frai ce qui pourrait expliquer entre autre les concentrations de Hg total les plus élevées à cet endroit. En effet, d'autres facteurs peuvent expliquer des concentrations de Hg plus élevées à un site qu'à un autre site dans

une rivière dont la composition des sédiments (concentration de matière organique et sa nature, d'oxyhydroxydes de Fe et Mn, de sulfures, granulométrie... etc). Dans le cadre des travaux prévus lors du frai 2001, nous prévoyons effectuer ces analyses supplémentaires. Bloom et Kuhn (1996, non publié) estiment, en laboratoire, que la décomposition des poissons en conditions oxiques augmente de 13.2 % la concentration de méthylmercure dans les sédiments. Si nous supposons que les 15 % d'augmentation de Hg observés dans notre étude sont également sous forme de méthylmercure, en nous basant sur le fait que 95 % du mercure total dans la chair des poissons est sous forme de méthylmercure (Bloom, 1992), nous pouvons spéculer sur un risque réel de contamination en mercure le long de la chaîne trophique au sein du ruisseau Wilmot. En effet, le méthylmercure est reconnu comme étant l'espèce de mercure la plus biodisponible (Clarkson, 1976 ; Morel *et al.*, 1998).

### 2.3.1.3 Hg total dans les invertébrés aquatiques et terrestres

Le tableau 2.4 présente les concentrations de mercure total dans les invertébrés aquatiques au sein du ruisseau Wilmot et au sein de la rivière Ganaraska. De plus, les concentrations mesurées chez les invertébrés terrestres (calliphoridés) retrouvés sur et

Tableau 2.4 [Hg total] en ng/g (poids sec) dans les invertébrés aquatiques retrouvés dans la rivière Ganaraska et dans le ruisseau Wilmot après la frai du saumon Quinнат. Les diptères calliphoridés (adulte et larve) ont directement été récoltés respectivement, sur et dans les carcasses de saumon et représentent les invertébrés terrestres. Les chiffres entre parenthèses représentent l'écart-type

Lieu	[Hg total] ng/g (poids sec)	
	Rivière Ganaraska	Ruisseau Wilmot
<b>Invertébrés aquatiques</b>		
<i>Famille, genre</i>		
Tipulidé, <i>Hexatoma</i>	192 <sup>a</sup> (40)	286 <sup>b</sup> (83)
Perlidé, <i>Claassenia</i>	233 <sup>a</sup> (0)	338 <sup>a</sup> (105)
Hydropsychidé, <i>Hydropsyche</i>	163	552
<b>Invertébrés terrestres</b>		
<i>Ordre, famille</i>		
Diptère, calliphoridés (larve) <sup>1</sup>	n.a	1721 (114)
Diptère, calliphoridés (larve) <sup>2</sup>	n.a	1567 (184)
Diptère, calliphoridés (adulte)	n.a	56 (30)

n.a = non applicable

<sup>a</sup> et <sup>b</sup> signifie que l'application d'un test de Student indique que la moyenne d'un traitement est significativement différente ( $p < 0.1$ ) de la moyenne d'un autre traitement

<sup>1</sup> ou <sup>2</sup> signifie que les larves ont été récoltés dans les carcasses de deux saumons différents

dans les saumons morts sont également présentées. Si nous posons comme hypothèse de nullité ( $H_0$ ) que la concentration moyenne en Hg total chez les invertébrés à l'endroit où les saumons meurent est inférieure ou égale à la concentration en Hg total chez les invertébrés à l'endroit où il n'y a pas de saumons, alors, nous pouvons accepter un seuil de signification de 0.1 lors de l'application d'un test statistique. Un test de Student indique que la concentration en mercure total chez les tipulidés *Hexatoma* sp. est significativement supérieure ( $p < 0.1$ ) pour les individus du ruisseau Wilmot par rapport à ceux de la rivière Ganaraska. En effet, l'augmentation de Hg dans les tipulidés entre le ruisseau Wilmot et la rivière Ganaraska est de 49 %. Précisons que les tipulidés sont des insectes prédateurs qui se nourrissent d'oligochètes et de diptères (Merritt et Cummins, 1996). L'application du même test ne montre aucune différence significative ( $p > 0.1$ ) dans la concentration en mercure total chez les plécoptères *Claassenia* sp. entre le ruisseau Wilmot et la rivière Ganaraska. Précisons également que les plécoptères sont des insectes prédateurs se nourrissant de trichoptères et d'éphéméroptères (Merritt et Cummins, 1996). Une tendance est observée pour les trichoptères hydropsychidés *Hydropsyche* sp.. En effet, la concentration en Hg des individus (un réplicat de  $n = 3$  individus) au sein du ruisseau Wilmot est de 552 ng/g, alors que pour des individus de même poids (un réplicat de  $n = 3$  individus) au sein de la rivière Ganaraska, la concentration de Hg est de 163 ng/g (tableau 2.4) soit, une augmentation en Hg de 225 % entre les deux sites. Lucotte *et al.* (1999) ont mesuré les concentrations de mercure total chez des trichoptères vivant au sein du réservoir hydroélectrique La Grande (Québec) ainsi que dans les trichoptères de lacs naturels. Il est établi que les réservoirs issus de sols inondés présentent des concentrations élevées en mercure au sein des organismes vivants (Lucotte *et al.*, 1999). En effet, les concentrations (poids sec), dans les lacs naturels, varient entre  $232 \pm 75$  ng/g et  $390 \pm 90$  ng/g et, dans le réservoir hydroélectrique La Grande, entre  $530 \pm 215$  ng/g et  $1150 \pm 189$  ng/g. Par conséquent, nos résultats semblent suggérer que les trichoptères au sein du ruisseau Wilmot peuvent présenter des concentrations en mercure total du même ordre de grandeur que ceux vivant dans un réservoir hydroélectrique. Les trichoptères *Hydropsyche* sp. sont des invertébrés collecteurs-filtreurs pouvant ingérer des algues, diatomées, animaux et débris (Merritt et Cummins, 1996). On peut supposer que ces trichoptères ingèrent des débris issus

probablement des carcasses de saumons d'où cette augmentation de la concentration en Hg total mesurée à l'intérieur de ces individus. Il semblerait par conséquent que les carcasses de saumon soient responsables de l'augmentation de la concentration en mercure total chez certains invertébrés aquatiques (tipulidés et trichoptères).

Les invertébrés terrestres retrouvés dans tous les cas en relation avec les carcasses de saumon sont les diptères calliphoridés. Les femelles calliphoridés pondent leurs œufs dans les carcasses et les larves se nourrissent directement de ces dernières et réduisent, dans notre cas, le poisson mort à l'état de squelette en moins de 12 jours (cf. paragraphe 2.1.2.1.2). Les concentrations de Hg total mesurées chez les larves sont deux à trois fois celles mesurées respectivement, dans le foie et dans la chair des poissons morts; cela nous indique que les larves bioaccumulent le Hg des saumons morts. Comme pour les trichoptères, nous avons établi une analogie entre nos résultats obtenus pour les diptères avec ceux obtenus dans l'étude de Tremblay (1999) au sein du réservoir hydroélectrique La Grande (Québec). Précisons que dans leur étude, il s'agit de diptères aquatiques et non terrestres mais nous avons voulu comparer les conséquences d'un événement comme la mise en eau d'un réservoir avec celui d'un frai sur les invertébrés appartenant au même ordre. L'auteur démontre que la mise en eau du réservoir hydroélectrique engendre des concentrations de mercure total 2.5 fois plus élevées chez les diptères aquatiques retrouvés au sein du réservoir comparées à celles des diptères vivant dans des lacs naturels. Les concentrations (poids sec) de mercure total chez les diptères varient dans leur étude de  $645 \pm 333$  ng/g à 973 ng/g au sein du réservoir. Dans notre cas, le comportement nécrophage des larves terrestres engendre des concentrations en mercure total 1.6 à 2.8 fois plus élevées que chez les diptères retrouvés au sein du réservoir hydroélectrique La Grande. De plus, rappelons que ces larves peuvent être victimes de prédation par les saumons juvéniles (cf. paragraphes 3.1.2 et 2.1.2.1.2). En effet, Johnson et Ringler (1979) ont analysé les contenus stomacaux de 22 saumons coho juvéniles d'âge 0 dans une rivière à saumon bordant le lac Ontario (Port-Ontario, New York). Leurs résultats indiquent que les larves calliphoridés constituent 18 % de la diète alimentaire totale (poids humide) des saumons coho juvéniles et 31 % des invertébrés terrestres ingérés par les saumons juvéniles. Les mêmes analyses effectuées sur 50 truites

arc-en-ciel d'âge 0 indiquent que les larves calliphoridés constituent 8.5 % du régime alimentaire total des juvéniles et 53 % des invertébrés terrestres ingérés par les truites juvéniles. Il apparaît donc que les larves calliphoridés présentent fort probablement un risque réel de contamination en Hg pour leurs prédateurs naturels et plus précisément, les saumons juvéniles d'âge 0 au sein du ruisseau Wilmot. Cependant, le même risque n'est pas observé chez les adultes calliphoridés. En effet, les adultes sont nettement moins concentrés en Hg total que les larves (tableau 2.4). Nous pouvons formuler trois hypothèses; (1) les adultes, dans notre étude, qui pondent leurs œufs dans les saumons morts sont nés dans un autre substrat moins concentré en Hg que les carcasses de saumon; (2) les calliphoridés prélevés sur les saumons morts sont des espèces différentes d'où des variations interspécifiques dans la concentration en Hg; (3) les larves se déparent naturellement lors de la métamorphose et excrètent pratiquement tout leur Hg par le méconium (i.e. ensemble des déchets excrétés par l'imago pendant la métamorphose, Panchout, 1999). La troisième hypothèse semble plus pertinente si l'on se base sur l'étude de Kazimirova et Ortel (2000). En effet, les auteurs démontrent que les larves de diptères *Ceratitis capitata*, au moment de la métamorphose, excrètent par le méconium jusqu'à 33 % de leur concentration en Cd, 33 à 51 % de leur concentration en plomb et 24 à 39 % de leur concentration en cuivre. Cependant, dans notre étude, les larves excréteraient jusqu'à 95 % de leur Hg ce qui est loin des résultats précédents de Kazimirova et Ortel (2000) bien que ces derniers ne mesurent pas le Hg dans le méconium. Afin de confirmer cette hypothèse, il serait intéressant de sacrifier différents stades larvaires de calliphoridés jusqu'à la métamorphose et de mesurer la concentration en mercure pour chacun de ces stades. Dans l'attente de telles analyses, on peut toutefois présumer que les invertébrés nécrophages terrestres se nourrissant directement des carcasses de saumon sont probablement un apport important de Hg du milieu aquatique vers le milieu terrestre.

### **2.3.2 La remise en solution des nutriments ( $\text{NO}_3^+$ , $\text{NH}_4^+$ et P total) lors de la décomposition des carcasses de saumon au sein du ruisseau Wilmot**

La figure 2.9 présente les concentrations aqueuses en ammonium, nitrate et phosphore total après la frai du saumon quinnat au sein du ruisseau Wilmot et au sein de la rivière Ganaraska. Un test d'analyse de variance à une voie indique que les concentrations en nutriments ( $P$  total,  $NO_3^-$  et  $NH_4^+$ ) sont significativement différentes ( $p < 0.05$ ) entre la rivière Ganaraska et le ruisseau Wilmot. En effet, les concentrations en nutriments dans la rivière Ganaraska sont, (1) significativement supérieures aux concentrations de nutriments mesurées en amont du site de frai et, (2) significativement inférieures aux concentrations de nutriments mesurées en aval et au niveau du site de frai. De plus, les concentrations en nutriments ( $P$  total,  $NO_3^-$  et  $NH_4^+$ ) sont significativement plus élevées entre l'amont et l'aval du site de frai au sein du ruisseau Wilmot. En effet,

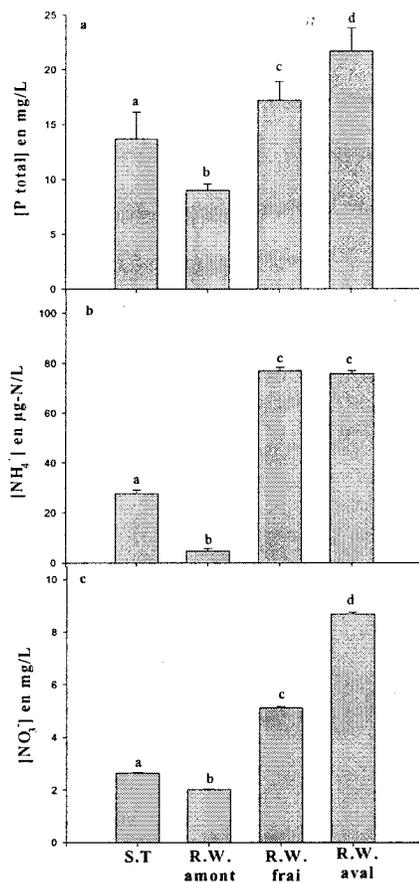


Figure 2.9 a)  $[P \text{ total}]$  en mg/L, b)  $[NH_4^+]$  en  $\mu g-N/L$  et c)  $[NO_3^-]$  en mg/L au sein de du ruisseau Wilmot (R.W.) en amont du site de frai, au niveau du site de frai et en aval du site de frai. Les concentrations sont également présentées pour la rivière Ganaraska (S.T). L'écart-type est représenté.

les concentrations mesurées dans la rivière Ganaraska ainsi qu'en amont du site de frai, au niveau du site de frai et en aval du site de frai au sein du ruisseau Wilmot sont respectivement de,  $2.64 \pm 0.02$  mg/L,  $2.02 \pm 0.01$  mg/L,  $5.11 \pm 0.05$  mg/L et  $8.69 \pm 0.06$  mg/L. Nos résultats semblent suggérer que les carcasses de saumon seraient en partie responsables, (1) de l'augmentation de la concentration en phosphore total 2.4 fois plus élevée entre l'amont et l'aval du site de frai, (2) de l'augmentation de la concentration en ammonium 16 fois plus élevée entre l'amont et l'aval du site de frai et (3) de l'augmentation de la concentration en nitrates 4.3 fois plus élevée entre l'amont et l'aval du site de frai au sein du ruisseau Wilmot. Les carcasses de saumon représentent une source allochtone très importante en nutriments (cf. paragraphe 2.1.3). Rappelons l'étude de Munn *et al.* (1999) qui affirme que les saumons du Pacifique au sein de la rivière Elhwa (Washington) peuvent augmenter de 654 fois les concentrations en azote total et de 65 fois les concentrations en phosphore total dans l'eau. De plus, les auteurs estiment que cette augmentation peut s'observer sur une distance de 50 km en aval du site de frai. Enfin, la municipalité de Clarington conserve ses eaux usées domestiques dans un système de fosses septiques (Stanfield, communication personnelle, 2000) et la probabilité que tout ce système présente des fuites est très faible. Par conséquent, une pollution anthropique semblerait peu probable pour expliquer l'augmentation de la concentration aqueuse en ammonium ainsi que l'augmentation de la concentration aqueuse en Hg total. Les carcasses de saumon en décomposition sembleraient être un des principaux facteurs responsables de cette augmentation dans l'eau en nutriments mais aussi en mercure au sein du ruisseau Wilmot.

## 2.4 Conclusions

Nos résultats suggéreraient que la mortalité massive du saumon quinnat, après le frai, au sein du ruisseau Wilmot, entraîne une augmentation dans les concentrations en mercure total à la fois, dans l'eau (57 % entre l'amont et l'aval du site de frai), dans les sédiments (15 % entre l'amont et le site de frai) et dans certains invertébrés aquatiques (tipulidés : 49 %; trichoptères : 225 % entre la rivière Ganaraska et le site de frai du ruisseau Wilmot). De plus, les invertébrés terrestres (larves calliphoridés) se nourrissant directement des carcasses bioaccumulent le mercure jusqu'à des valeurs deux à trois fois

plus élevées que, respectivement, la chair et le foie des saumons morts. Sachant que les poissons dans un système aquatique (saumons juvéniles et autres espèces piscicoles) bioaccumulent le mercure présent dans la nourriture (invertébrés aquatiques et terrestres) mais aussi dans l'eau (Porcella, 1994), on pourrait présumer que les poissons au sein du ruisseau Wilmot présentent des concentrations plus élevées en mercure que des poissons vivant dans des rivières qui ne reçoivent pas annuellement des milliers de carcasses. De plus, nos résultats semblent indiquer que les saumons sont une source allochtone importante de nutriments (N, P et COT) pour le ruisseau Wilmot. En effet, les augmentations observées entre l'amont et l'aval du site de frai sont 2.4 fois plus élevée pour le phosphore total, 4.3 fois plus élevée pour les nitrates, 16 plus élevée pour l'ammonium et 2.4 fois plus élevée pour le COT. La question que l'on peut se poser est de savoir si toutes ces augmentations sont le résultat d'un seul frai ou le résultat des frais des années précédentes. Afin de répondre à cette question, un échantillonnage lors du frai automnale 2001 paraît pertinent. Ainsi, en comparant les résultats obtenus lors du frai 2000 avec ceux de 2001, on pourrait déterminer l'apport d'un frai en Hg issu des carcasses de saumon au sein du ruisseau Wilmot.

Étant donné que l'on visualise un transfert en mercure au sein d'un cours d'eau recevant annuellement un nombre important de poissons morts, on peut se demander si un tel transfert est observable dans un cas de mortalité moindre. Cette problématique sera l'objet de notre prochaine partie. En effet, nos objectifs vont être de mesurer un transfert de Hg après la mortalité naturelle annuelle des communautés piscicoles au sein d'un lac.

### **3. Le devenir du méthylmercure lors de la mortalité naturelle annuelle des poissons dans un lac**

#### **3.1 Introduction**

Après avoir tenté de mettre en évidence dans le chapitre précédent un transfert de mercure lors de la mortalité massive du saumon du Pacifique après le frai, nous souhaitons mesurer le transfert de mercure lors de mortalités moins abondantes de poissons. En nous basant sur des taux annuels de mortalité naturelle des poissons dans les lacs, nous pensons mesurer un transfert de mercure relativement faible étant donné le nombre peu élevé de carcasses. Dans un premier temps, une description des différents concepts écologiques appliqués à cette étude sont présentés. De plus, un exemple de modélisation obtenu à l'aide de données relevées dans la littérature scientifique illustre nos hypothèses. En effet, ce modèle compare le flux de déposition de méthylmercure par les particules au flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson dans un lac. Dans un deuxième temps, nous présentons notre étude expérimentale menée durant l'été 2000 dans le lac Laflamme (Parc des Laurentides, Québec) afin de mettre en évidence un transfert de mercure issu de la décomposition des carcasses de poisson. Enfin, dans un dernier temps, les données issues de cette recherche sont présentées et discutées afin de tirer des conclusions sur le recyclage du méthylmercure après la mort des poissons au sein d'un lac.

#### **3.1.1 Définitions de certains concepts écologiques**

##### **3.1.1.1 Mortalité naturelle**

Dans une population vivant dans un lac non pollué, sans pêche et non exposée à des catastrophes écologiques, les causes habituelles de mortalité naturelle sont la prédation, le parasitisme, les maladies et la vieillesse (Ricker, 1945; Gerdeaux, 1995). Dans notre étude, la mortalité par prédation est exclue. En effet, les poissons victimes de prédation ne peuvent pas être présents sous forme de carcasse et, par conséquent, se décomposer au sein du lac. Ainsi, seuls les individus mourant de vieillesse ou de

maladies présentent un intérêt puisqu'ils vont nous permettre de mesurer un transfert de Hg issu de leur carcasse vers le système aquatique.

### **3.1.1.2 Importance relative de la sénescence sur le taux annuel de mortalité naturelle**

Dans une étude menée par Ricker en 1945 sur les populations de crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) dans trois lacs du Michigan, l'auteur estime un taux annuel de mortalité naturelle de 50 %. Ricker explique que le taux de survie (excluant la survie à la prédation) diminue avec l'âge. Par conséquent, les poissons les plus âgés (donc de plus grande taille) sont davantage victimes de mortalité par sénescence. Ricker affirme que ces 50 % de mortalité chez les poissons âgés ne sont pas le résultat de la prédation, ni de l'émigration, ni des maladies, mais de la vieillesse. Il confirme que la prédation est majeure chez les poissons de petite taille et que la sénilité est prépondérante chez les individus les plus gros. Entre ces deux classes de taille, ces deux processus interviennent. Une survie potentielle de 1 % dans les premiers mois de la vie d'un poisson est souvent un chiffre optimiste (Gerdeaux, 1995). Quant à Mills *et al.* (1987), ils estiment un taux de prédation journalier des dorés jaunes sur les perchaudes d'âge 0 de 0,02 à 0,05 lors des mois de productivité élevée (Juin à Octobre) et affirment que plus de 80 % de perchaudes d'âge 0 sont retrouvées dans l'estomac des dorés. De plus, Adams *et al.* (1987) affirment que le taux de survie des achigans à grande bouche (prédateur) et de l'alose à gésier (proie), ainsi que leur potentiel reproducteur dépendent des relations prédateur-proie durant la première année de leur vie. Ainsi, la prédation régule essentiellement les classes juvéniles. En vieillissant, les proies vont (1) atteindre des tailles suffisamment grandes pour ne pas être victimes de la prédation, (2) développer des stratégies d'évitement et des réponses défensives envers leurs prédateurs naturels diminuant ainsi la mortalité par prédation (Sih, 1987). Les réponses défensives développées en présence du prédateur peuvent être classées en deux catégories selon la nature du stimulus (Phillips, 1977 ; Sih, 1987). (1) Le stimulus chimique provoque un comportement d'évitement. Il implique des molécules émises par un prédateur distant, informant la proie de sa présence. Le taux de contact avec le prédateur diminue en adoptant, par exemple, un rythme d'activité inverse à celui du prédateur, une coloration cryptique ou en se cachant. (2) Le contact avec le prédateur provoque un comportement de fuite. Ainsi, la proie peut réduire la pression de

prédation en évitant le prédateur ou en s'échappant après une rencontre (Sih, 1987). L'étude de Essington *et al.* (2000) confirme que la mortalité par prédation chez les proies âgées est plus faible. En effet, les auteurs concluent que le comportement des proies âgées diminue les taux de prédation. En résumé, les poissons les plus âgés dans un lac peuvent éviter la prédation, soit par leur comportement, soit par leur taille. Ces derniers appartiennent donc à la classe d'âge qui nous intéresse le plus dans notre étude puisqu'ils représentent un réservoir potentiel de mercure pouvant se libérer lors de la décomposition de leur carcasse. Le prochain point qu'il nous reste à élucider est le devenir de ces carcasses en milieu lacustre.

### 3.1.2 Le devenir des carcasses dans les lacs

La mortalité naturelle s'observe principalement au début du printemps, l'état physiologique des poissons étant plus faible à la fin de l'hiver (Schneider, 1997). La plupart des études qui se sont intéressées à la mortalité naturelle des poissons dans les lacs se sont questionnées sur la difficulté d'observer des poissons morts en milieu lacustre. En d'autres termes, il serait intéressant de déterminer dans quelle partie du lac les carcasses de poisson se retrouvent si effectivement des poissons meurent chaque année de façon naturelle. Malheureusement, il existe très peu de données sur le devenir des carcasses de poisson dans un lac. Cependant, certains auteurs concluent qu'il n'est pas nécessaire de visualiser des carcasses à la surface de l'eau ou échouées sur la grève pour affirmer que la mortalité naturelle des communautés piscicoles se produit bien chaque année en milieu lacustre. En effet, Schneider (1997) affirme que la visualisation de quelques carcasses dans les systèmes lenticques ne signifie pas nécessairement une mortalité faible. Il conclut que l'absence de poissons morts peut refléter une forte activité des détritivores et que les quelques carcasses visualisées indiquent la satiété de ces derniers. Par conséquent, les conclusions de Schneider laissent supposer que la décomposition des carcasses dans un système aquatique par nécrophagie est assez rapide. Il semblerait que le temps de décomposition varie entre six et 34 jours selon la température de l'eau (Schneider, 1997). Les carcasses de poisson sont en bon état durant 34 jours en eaux froides (<13°C) et seulement sept jours en eaux chaudes (18°C) quand il n'y a pas de détritivores (Schneider, 1997). Quant à Bloom et Kuhn (1996, non publié),

en laboratoire, ils observent une décomposition totale au bout de 15 jours en milieu oxygène (température non précisée dans cette étude).

On peut présumer que l'endroit où les probabilités sont les plus élevées d'observer des poissons morts se situe dans la zone du lac où les poissons passent la plupart de leur temps. Un tel endroit devrait présenter à la fois, de bonnes ressources alimentaires ainsi que des conditions oxygénées. Ces deux caractéristiques s'observent dans la zone littorale des lacs. En effet, la zone littorale est définie comme la zone qui s'étend de la limite de rive, soumise à l'action des vagues, jusqu'au niveau où suffisamment de lumière atteint le fond permettant ainsi la croissance des macrophytes enracinées. De plus, cette zone abrite une riche biodiversité (Pourriot et Meybeck, 1995). Ainsi, on peut supposer que la zone littorale serait la zone où la probabilité d'observer des poissons morts serait élevée. Cette hypothèse semble être confirmée par l'étude de Nriagu (1983). En effet, l'auteur qui a étudié la décomposition des os de poissons dans les sédiments du lac Erie conclut que les carcasses de poisson se retrouvent dans les zones littorales des lacs. De plus, il estime, en laboratoire, un temps de décomposition totale de 21 jours pour une température de 5°C. Des précisions doivent être apportées sur la décomposition des carcasses au sein d'un lac ce qui va constituer notre prochain paragraphe.

### **3.1.3 La décomposition des carcasses au sein d'un lac**

Peu d'études se sont intéressées à la décomposition des carcasses de poisson dans les lacs. La littérature scientifique se base essentiellement sur la décomposition des poissons morts lors de catastrophes naturelles écologiques et plus précisément lors du frai du saumon du Pacifique. Cependant, on peut penser qu'un parallèle pourrait être établi entre rivière et lac si l'on ne considère que la décomposition des saumons complètement immergés. La décomposition des carcasses de poisson, partiellement ou totalement immergées, débute par la formation d'un film biotique et que les carcasses de poisson font augmenter la productivité des eaux douces (Wipfli *et al.*, 1998). Minshall *et al.* (1991) ont étudié la décomposition des carcasses des truites arc-en-ciel et leurs résultats indiquent que la décomposition semble s'effectuer de l'intérieur du corps vers la peau. De plus, ils indiquent que les nutriments libérés des tissus en décomposition seraient utilisés

rapidement par les bactéries peuplant les carcasses. Selon Wipfli *et al.* (1998), les larves d'insectes, plus précisément des diptères (chironomide : *Brillia*, *Corynoneura*, *Polypedilum*, *Pseudodiamesa*), les éphéméroptères (*Baetis* sp.) ainsi que certaines larves de trichoptères (*Limnephilidae*) sont retrouvées en grand nombre dans les carcasses de saumon ce qui accroît la vitesse de détérioration des carcasses. Dans cette même étude, la densité des invertébrés benthiques observée autour et sur la carcasse est quatre fois plus élevée après 25 jours que celle où il n'y a pas de carcasses. Brusven et Scoggan (1969) ont démontré que les larves de trichoptères se nourrissaient directement des carcasses de poisson dans la rivière St. Joe (Idaho) et qu'elles pouvaient utiliser cette carcasse comme habitat. De plus, les auteurs précisent que ces larves de trichoptères se retrouvent en relation directe avec la carcasse au bout de quelques heures seulement après la mort du poisson. Ils suggèrent, par conséquent, que ces larves possèderaient des chémorécepteurs très sensibles capables de les informer très rapidement de la présence d'un poisson mort. En résumé, il apparaît que les carcasses de poisson soient responsables d'une augmentation de la densité des macroinvertébrés.

Après avoir tenté d'expliquer le devenir des poissons morts dans les lacs ainsi que leurs impacts sur les communautés benthiques, nous proposons, dans le prochain paragraphe, un modèle qui compare le flux sédimentaire de méthylmercure lié aux particules à celui lié aux poissons morts au sein d'un lac.

#### **3.1.4 Comparaison du flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson au flux de déposition de méthylmercure par les particules au sein d'un lac**

Nous avons voulu estimer l'importance relative du flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson par rapport au flux de déposition de méthylmercure par les particules au sein d'un même lac. En effet, il est établi que le flux d'accumulation de mercure le plus important dans un lac est celui lié à la déposition des particules (Porcella, 1994). Par particules, on entend, particules inorganiques et organiques (i.e., débris organiques, algues). Étant donné qu'aucune étude scientifique ne présente à la fois un flux annuel de déposition de méthylmercure par les particules et un dénombrement total de poissons pour un même lac, nous avons, dans un premier temps,

estimé un flux annuel de déposition de méthylmercure par les particules à partir de données provenant de lacs différents. Pour cela, les lacs sélectionnés devaient présenter des caractéristiques physico-chimiques et géologiques (sols de type granitiques) les plus semblables possibles un à celles des lacs Mouse et Ranger (Ontario) dans lesquels nous allons estimer le flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson. En effet, dans le lac Mouse et dans le lac Ranger (Ontario) le dénombrement total de poissons a été effectué ce qui nous a permis d'estimer le nombre total de poissons morts par an en appliquant deux valeurs limites du taux annuel de mortalité des communautés piscicoles au sein d'un lac. Enfin, nous avons comparé le pourcentage relatif du flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson par rapport au flux de déposition de méthylmercure par les particules au sein du lac Mouse et au sein du lac Ranger (Ontario). Précisons, que nous supposons que les poissons vont mourir en zone littorale à une profondeur moyenne de deux mètres (Nriagu, 1983).

### 3.1.4.1 Calculs du flux de déposition de méthylmercure par les particules en milieu lacustre

Les lacs présentant des caractéristiques physico-chimiques et géologiques les plus semblables possibles à celles du lac Mouse et du lac Ranger ont été sélectionnés à partir de l'étude de Watras *et al.* (1995) (tableau 3.1). De plus, cette recherche nous a semblé la

Tableau 3.1 Représentation de quelques variables physiques et chimiques dans 23 lacs du nord du Wisconsin (Watras *et al.*, 1995) et dans le lac Mouse et le lac Ranger en Ontario (Wong *et al.*, 1997) ainsi que les concentrations des différentes espèces de Hg dissoutes et particulaires durant le printemps et l'automne. La taille des échantillons n'est pas précisée dans l'étude de Wong *et al.* (1997).

Paramètres physico-chimiques	23 lacs dans le nord du Wisconsin (Watras <i>et al.</i> , 1995)		Lac Mouse (Wong <i>et al.</i> , 1996)	Lac Ranger (Wong <i>et al.</i> , 1996)
	Moyenne	Valeurs limites	Moyenne	Moyenne
[Hg total] (ng/L)	1.48	0.15-4.79	1.52 (SD=0.15)	2.19 (SD=0.03)
[Hg dissous] (ng/L)	1.20	0.23-4.50	n.d.	n.d.
[Hg particulaire] (ng/L)	0.37	0.02-1.22	n.d.	n.d.
[MeHg total] (ng/L)	0.27	0.04-2.20	n.d.	n.d.
[MeHg dissous] (ng/L)	0.16	0.012-0.83	n.d.	n.d.
[MeHg particulaire] (ng/L)	0.06	0.005-0.24	n.d.	n.d.
Chl <i>a</i> (µg/L)	3.10	0.1-13.5	n.d.	n.d.
pH	6.17	4.58-8.00	5.59	5.83
Température (°C)	9.00	4.00-15.00	n.d.	n.d.
COD (mg C/L)	6.62	0.37-11.42	4.67 (SE=0.20)	4.91 (SE=0.22)
SPM>0.4 µm (mg/L)	1.80	0.55-6.03	n.d.	n.d.
Alcalinité totale (mequiv./L)	0.17	0.0042-0.85	0.28 (SE=0.10)	0,62 (SE=0.04)
Superficie (ha)	113	1-1608	9	11
Profondeur maximale (m)	12	2.5-35.7	9	13

SD = Standard Deviation = Ecart-type; SE = Standard Error = Erreur-type; n.d. = non disponible  
SPM = seston-suspended-particulate mass = matière particulaire en suspension

plus représentative puisqu'elle présente une moyenne des concentrations des différentes espèces de mercure mesurées dans 23 lacs du Nord du Wisconsin (tableau 3.1). Cependant Watras *et al.* (1995) n'ont pas déterminé le flux annuel de de déposition de méthylmercure par les particules pour chacun des lacs. Néanmoins, cette étude nous a permis de déterminer le pourcentage relatif de méthylmercure particulaire par rapport au Hg total particulaire. En effet, les auteurs ont estimé une concentration de Hg particulaire de 0.37 ng/L et de CH<sub>3</sub>Hg particulaire de 0.06 ng/L pour ces 23 lacs (tableau 3.1). Le CH<sub>3</sub>Hg particulaire représenterait donc 16.2 % du Hg particulaire total soit un facteur 6 pour la moyenne des 23 lacs. Ce pourcentage peut être appliqué au flux de déposition de mercure total par les particules déterminé dans l'étude de Hurley *et al.* (1991) pour le lac Little Rock (Wisconsin) afin d'obtenir une valeur du flux annuel de déposition de méthylmercure par les particules en milieu lacustre. Nous avons sélectionné l'étude de Hurley *et al.* (1991) car le lac Little Rock se situe également dans le nord du Wisconsin, tout comme les 23 lacs sélectionnés dans l'étude de Watras *et al.* (1995). Précisons que le lac Little Rock est un lac oligotrophe d'une superficie de 18 ha et de profondeur maximale 10 m. Les échantillons issus de ce lac ont été récoltés sur une période d'un an afin d'établir un flux de méthylmercure particulaire annuel. La concentration de mercure total dans l'épilimnion était de 0.5 ng/L et était supérieure à 7 ng/L dans l'hypolimnion (aucune mesure statistique de dispersion n'est disponible). Hurley *et al.* (1991) ont mesuré un flux journalier de déposition de Hg total par les particules dans la zone profonde de 190 ng Hg<sub>total</sub>.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> au moyen d'une trappe à sédiments dans le lac Little Rock (Figure 3.1). En appliquant le facteur 6 déterminé précédemment au moyen de

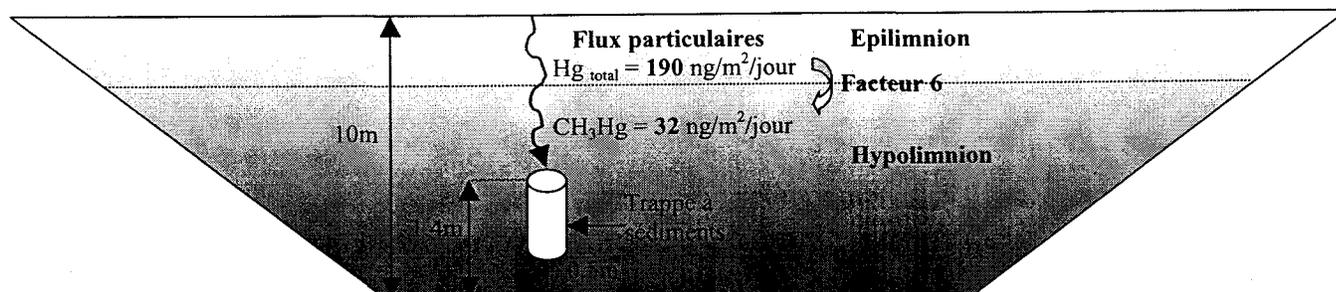


Figure 3.1 Représentation des flux particulaires de mercure total et de méthylmercure dans le lac Little Rock (Wisconsin) mesurés à partir de l'étude de Hurley *et al.* (1991) et estimés avec les données de Watras *et al.* (1991).

l'étude de Watras *et al.* (1995), le flux de déposition de méthylmercure par les particules dans la zone profonde est de  $32 \text{ ng.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Précisons que ces flux correspondent à une colonne d'eau de 8.4 m (10 - 1.4 m). Si nous supposons que la densité des particules est homogène dans une colonne d'eau de 8.4, alors, pour une profondeur moyenne de 2 m (i.e., profondeur à laquelle les poissons meurent), le flux de déposition de méthylmercure par les particules serait de  $7.4 \text{ ng.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ . Ceci est une hypothèse conservatrice et spéculative, cette valeur peut-être plus élevée voir égale à celle dans l'hypolimnion, dépendant (1) des propriétés physico-chimiques du lac, (2) de l'impact des macrophytes sur les flux de déposition par les particules pouvant augmenter la valeur du flux de sédimentation dans la zone littorale et, (3) des concentrations de mercure total dans l'eau. Ce flux de  $7.4 \text{ ng.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ , estimé pour une profondeur de deux mètres, a été appliqué au sein du lac Mouse et Ranger afin de le comparer au flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson.

#### **3.1.4.2 Calculs et comparaison du flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson au flux de déposition de méthylmercure par les particules dans le lac Mouse et dans le lac Ranger (Ontario)**

Le lac Mouse et le lac Ranger ont été sélectionnés car la communauté piscicole a été dénombrée en totalité pour ces deux lacs. Quelques caractéristiques physico-chimiques pour ces deux lacs sont présentées dans le tableau 3.1. La concentration moyenne de Hg total dans l'eau pour les 23 lacs du nord du Wisconsin (Watras *et al.*, 1995) est de 1.48 ng/L. Ne possédant pas le nombre de réplicats et l'écart-type pour chaque lac, l'application de tests statistiques n'a pas été effectuée afin de comparer leur concentration en Hg avec celles du lac Mouse et du lac Ranger. Cependant, la concentration de Hg total aqueux pour le lac Mouse est de 1.52 ng/L (écart-type = 0.15). Par conséquent, nous supposons qu'elle n'est pas significativement différente de celle mesurée pour l'ensemble des 23 lacs du Nord de Wisconsin (moyenne = 1.48 ng/L). Les concentrations des différentes espèces de Hg particulières et dissoutes ont été mesurées durant le printemps et l'automne 1993 (tableau 3.1). De plus, précisons que, (1) la concentration en carbone organique dissous (COD) pour le lac Mouse et le lac Ranger se situe dans la gamme des concentrations des 23 lacs du nord du Wisconsin, (2) le lac

Ranger n'abrite plus des espèces piscivores suite à une biomanipulation envoyant tous les piscivores dans le lac Mouse.

Nous avons déterminé le nombre total de poissons morts dans le lac Mouse et dans le lac Ranger (Ontario) en nous basant sur deux valeurs limites du taux annuel de mortalité naturelle au sein d'un lac. Le tableau 3.2 présente différentes valeurs du taux annuel de mortalité naturelle en milieu lacustre et en milieu océanique issues de la littérature scientifique. Le plus bas pourcentage (13 %) que nous avons retenu, en milieu

Tableau 3.2 Présentation des différentes valeurs du taux annuel de mortalité naturelle en milieu lacustre et océanique mentionnées dans la littérature scientifique.

Milieu	Espèce	Taux annuel de mortalité naturelle (%)	Références
Lac Võrtsjärv (Estonie)	Doré	13	Järvalt, 1998
Lac Blueberry Pond (Michigan)	Crapet arlequin	25-40	Schneider, 1997
Océan	Plusieurs	5-65	Lapointe <i>et al.</i> , 1989
Lacs (n = 3) du Michigan	Crapet arlequin	50	Ricker, 1945

lacustre, est celui déterminé par Järvalt (1998). Comme limite supérieure, le taux de 50 % déterminé par Ricker en 1945 (cf. paragraphe 3.1.1.2.1) pour trois lacs du Michigan a été retenu. Le flux de méthylmercure lié aux carcasses de poisson (tableau 3.4) a été calculé au sein du lac Mouse et au sein du lac Ranger (Ontario). En effet, l'abondance des populations piscicoles a été estimée (tableau 3.3) pour ces deux lacs (Wong *et al.*, 1997)

Tableau 3.3 Estimation du flux de déposition de méthylmercure par les particules ( $\text{ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ ) dans le lac Mouse et le lac Ranger et biomasse totale (g) de la communauté piscicole pour ces deux lacs (McQueen et Mierle, communication personnelle, 2000).

	Lac Mouse	Lac Ranger
Superficie ( $\text{m}^2$ )	89 900	112 500
Zone littorale ( $\text{m}^2$ )	25 753	36 444
<b>Flux <math>\text{CH}_3\text{HgP}</math> (mg/an)</b>		
Flux = $7.4 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-2}$ (Watras <i>et al.</i> , 1995; Hurley <i>et al.</i> , 1991)	69.6	98.5
<b>Espèces piscicoles</b>		
	<b>Biomasse (g)</b>	
Doré noir ( <i>Stizostedion canadense</i> )	62 930	absent
Barbue de rivière ( <i>Ictalurus punctatus</i> )	35 960	absent
Crapet arlequin ( <i>Lepomis macrochirus</i> )	98 890	22 500
Chatte de l'est ( <i>Notemigonus crysoleucas</i> )	8 990	négligeable
Meunier à grandes écailles ( <i>Catostomus macrocheilus</i> )	143 840	236 250
Achigan à grande bouche ( <i>Micropterus salmoides</i> )	absent	45 000
Achigan à petite bouche ( <i>Micropterus dolomieu</i> )	absent	22 500

ainsi que la concentration en méthylmercure (tableau 3.4) pour chacune des espèces de poisson (McQueen et Mierle, communication personnelle, 2000).

Tableau 3.4 [CH<sub>3</sub>Hg] en ng/g (poids humide) pour chaque espèce de poisson vivant dans le lac Mouse et le lac Ranger (McQueen et Mierle, communication personnelle, 2000) et flux de méthylmercure (mg/an) liés aux carcasses dans le lac Mouse et dans le lac Ranger en se basant sur deux valeurs du taux annuel (13 % et 50 %) de mortalité naturelle. Les valeurs entre parenthèses représentent l'écart-type.

Lieu	[CH <sub>3</sub> Hg] ng/g de poids humide	CH <sub>3</sub> Hg (mg/an)		CH <sub>3</sub> Hg (mg/an)	
		lac Mouse		lac Ranger	
Taux annuels de mortalité (%)		13	50	13	50
<b>Espèces piscicoles</b>					
Doré noir ( <i>Stizostedion canadense</i> )	209 (25)	1.7	6.6	n.a.	n.a.
Barbue de rivière ( <i>Ictalurus punctatus</i> )	140 (10)	0.7	2.5	n.a.	n.a.
Crapet arlequin ( <i>Lepomis macrochirus</i> )	130 (5)	1.7	6.4	0.4	1.5
Chatte de l'est ( <i>Notemigonus crysoleucas</i> )	160 (20)	0.2	0.7	n.	n.
Meunier à grandes écailles ( <i>Catostomus macrocheilus</i> )	73 (5)* et 114 (25)**	1.4	5.3	3.5	13.5
Achigan à grande bouche ( <i>Micropterus salmoides</i> )	320 (50)	n.a.	n.a.	1.9	7.2
Achigan à petite bouche ( <i>Micropterus dolomieu</i> )	300 (75)	n.a.	n.a.	0.9	3.4
<b>Total</b>		<b>5.6</b>	<b>21.5</b>	<b>6.6</b>	<b>25.5</b>

\* = concentration obtenue pour le lac Mouse

\*\* = concentration obtenue pour le lac Ranger

n.a. = non applicable

n. = négligeable

#### Lac Mouse:

Le flux de déposition de CH<sub>3</sub>Hg par les particules dans la zone littorale serait de 69.6 mg par an. Pour 13 % de mortalité naturelle annuelle, le flux de déposition par les carcasses (5.6 mg/an) représenterait 8 % du flux annuel de déposition de méthylmercure par les particules. Pour 50 % de mortalité annuelle, il représenterait 31 %.

#### Lac Ranger :

La moyenne des flux de déposition de CH<sub>3</sub>Hg par les particules dans la zone littorale serait de 98.5 mg par an. Pour 13 % de mortalité naturelle annuelle, le flux de déposition de méthylmercure par les carcasses (6.6 mg/an) représenterait 7 % du flux sédimentaire annuel de méthylmercure particulaire. Pour 50 % de mortalité annuelle, il représenterait 26 %.

Nous pouvons constater d'après ces calculs que le flux de déposition de méthylmercure par les carcasses de poisson représenterait au minimum une moyenne de 7.5 % du flux de déposition de méthylmercure par les particules pour un taux annuel de mortalité naturelle de 13 % et une moyenne de 28.5 % pour un taux annuel de 50 % en milieu lacustre. Étant donné que le flux de sédimentation du méthylmercure particulaire est le flux le plus important de méthylmercure dans un lac (Porcella, 1994) et que les carcasses de poisson pourraient représenter jusqu'à 28.5 % de ce flux, le flux de déposition de méthylmercure par les poissons morts serait donc probablement non négligeable. De plus, les carcasses présentant une haute valeur nutritive, on peut s'interroger sur la biodisponibilité du mercure contenu dans les poissons morts. Pour cela, il semble nécessaire de connaître la succession temporelle des invertébrés intervenant dans la décomposition de carcasses de poisson au sein d'un lac et de mesurer leur concentration en mercure au fur et à mesure de la décomposition. L'étude expérimentale, menée durant l'été 2000 dans le lac Laflamme (parc des Laurentides, Québec) et présentée dans la prochaine section, a pour objectifs de : (1) déterminer la succession temporelle des invertébrés benthiques lors de la décomposition des carcasses; (2) mesurer la concentration en Hg total à l'intérieur des différents taxons d'invertébrés rencontrés; (3) mesurer le transfert de mercure depuis les poissons en décomposition vers les sédiments du lac Laflamme.

## 3.2 Matériel et méthodes

### 3.2.1 Site d'échantillonnage

Le lac Laflamme est un petit lac de 0.06 km<sup>2</sup> situé dans le Parc des Laurentides au Québec (47°19'N, 71°07'W) à une altitude de 771 m, d'une profondeur moyenne de 2 m et d'une profondeur maximale de 5.3 m (D'Arcy, 1993). Les principales caractéristiques chimiques du lac sont présentées dans le tableau 3.5.

Tableau 3.5 Principales caractéristiques chimiques dans le lac Laflamme (Parc des Laurentides, Québec) mesurées durant l'été 1992 (D'Arcy, 1993).

Variabiles chimiques	Moyenne	Écart-type
[NH <sub>4</sub> -N] (µg/L)	2.8	0.1
[NO <sub>2</sub> + NO <sub>3</sub> ] (µg/L)	32.2	0.6
[COD] (µg/L)	3.66	0.05
[P total] (µg/L)	15.04	0.15
Chl <i>a</i> (µg/L)	3.62	0.14
[SO <sub>4</sub> -S] (mg/L)	1.05	d.m.
[Fe] (mg/L)	0.052	d.m.
[Na] (mg/L)	0.787	d.m.
[Mg] (mg/L)	0.501	d.m.
[Ca] (mg/L)	1.86	d.m.
[K] (mg/L)	0.18	d.m.
pH	6.77	d.m.

d.m. = donnée manquante

Le lac Laflamme abrite une seule espèce de poisson, la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*). De plus, précisons que la pêche sportive n'est pas pratiquée dans ce lac. Le régime alimentaire de la truite arc-en-ciel adulte est très varié et inclut principalement des invertébrés dont des sangsues, des crustacés (cladocères, amphipodes, décapodes) et des larves d'insectes aquatiques, mais rarement des poissons de la même espèce (Scott et Crossman, 1974).

### 3.2.2 Espèce étudiée

Il est établi que les poissons ichtyophages présentent des concentrations plus élevées en méthylmercure que les poissons benthivores de par le phénomène de bioamplification et de bioconcentration du mercure (Porcella, 1994 ; Morel *et al.*, 1998). Les concentrations en méthylmercure retrouvées chez les achigans pêchés dans le Fleuve

Saint-Laurent à la hauteur de Saint-Nicolas (banlieue de la ville de Québec) sont supérieures à 0.50 mg/Kg (poids humide) (Denis Laliberté, communication personnelle, 2000) ce qui est supérieur à la valeur limite de 0.45 mg/Kg (poids humide) fixée par Santé Canada pour la consommation humaine fréquente de poissons (MEO, 1999). Pour ces raisons, afin d'observer un flux de déposition de mercure lié aux carcasses de poisson au sein du lac Laflamme, nous avons sélectionné cette espèce qui présente des concentrations en mercure plus élevées que celles de la truite arc-en-ciel (0.20 mg/Kg de poids humide, Denis Laliberté, communication personnelle, 2000). L'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) est un poisson piscivore à l'âge adulte (Scott et Crossman, 1974). Des achigans à petite bouche ont été pêchés à Saint-Nicolas situé sur la rive Sud du Saint-Laurent à la hauteur de la ville de Québec par la pêcherie expérimentale de l'Aquarium de Québec. Les achigans ont été congelés durant un minimum de 48 heures. Ils ont été pesés et mesurés depuis l'extrémité de la tête jusqu'à l'extrémité de la nageoire caudale (tableau 3.6). Dans notre protocole expérimental, nous avons regroupé

Tableau 3.6 Longueur, poids humide et date de prélèvement des achigans placés dans le lac Laflamme en Juillet 2000.

Carcasses			
<i>achigan No</i>	<i>Taille (cm)</i>	<i>Poids (g)</i>	<i>Date de prélèvement</i>
1	22.5	173.9	Perdue
2	24.0	246.9	29/06/2000
3	25.0	197.5	18/07/2000
4	25.5	245.1	04/07/2000
5	27.0	295.6	Perdue
6	28.0	285.3	Perdue
7	28.5	416.2	29/06/2000
8	28.5	326.5	18/07/2000
9	41.5	996.1	Perdue
10	35.0	704.1	Perdue
11	38.0	754.2	Perdue
12	40.0	1011.3	18/07/2000
Carcasses grillagées			
<i>achigan No</i>	<i>Taille (cm)</i>	<i>Poids (g)</i>	<i>Date de prélèvement</i>
1	20.0	133.1	18/07/2000
2	24.0	216.9	29/06/2000
3	25.0	232.6	11/07/2000
4	25.5	266.3	03/07/2000
5	26.0	230.5	18/07/2000
6	28.0	297.5	04/07/2000
7	28.5	385.5	29/06/2000
8	28.5	331.7	11/07/2000
9	32.0	517.7	29/06/2000
10	38.0	754.2	18/07/2000
11	38.0	973.2	04/07/2000
12	44.0	1334.6	11/07/2000

par deux les carcasses libres et les carcasses grillagées ayant une taille et un poids plus ou moins semblables (descriptions plus détaillées dans le prochain paragraphe sur ce regroupement ainsi que sur l'utilisation de grillages). Lors de l'expérience, six carcasses libres ont été délogées du fond du lac et seulement trois d'entre elles ont été retrouvées échouées sur la grève. La durée totale de décomposition était d'environ 20 jours.

### 3.2.3 Description du dispositif expérimental

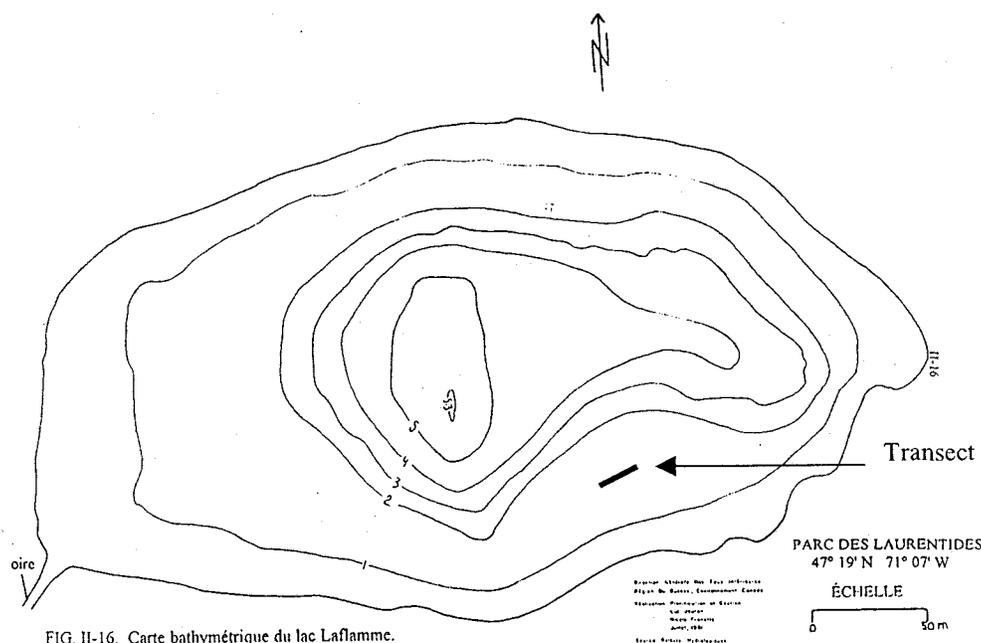


FIG. II-16. Carte bathymétrique du lac Laflamme.

Figure 3.2 Carte bathymétrique du lac Laflamme (Parc des Laurentides, Québec) et visualisation de l'emplacement du transect dans la zone littorale.

Le dispositif expérimental fut placé par des plongeurs autonomes le 28/06/2000 dans la zone littorale du lac Laflamme (figure 3.2). Un transect de 14 m de long, délimité tous les 2 m par un ruban rouge, a été placé à 1.5 m de profondeur et à 20 m de la rive sur le fond du lac Laflamme (figure 3.2). Les extrémités du transect étaient signalées à la surface par deux flotteurs. Les poissons morts étaient placés vis-à-vis les uns des autres (1 carcasse libre en face d'une carcasse grillagée) de part et d'autre du transect à 2 m d'intervalle. Les sédiments dans la zone étudiée présentaient une bonne homogénéité et étaient dépourvus de macrophytes. De plus, comme nous pouvons le visualiser sur la carte bathymétrique (figure 3.2), le transect était placé dans une zone de pente constante

de façon à minimiser les variations de la structure des communautés benthiques dues à ce facteur (Smith, 1990).

Certaines carcasses étaient grillagées, d'autres non (figure 3.3). Le grillage servait à : (1) protéger les nécrophages de la prédation par la truite arc-en-ciel ; (2) empêcher la nécrophagie par les truites vivantes dans le lac.

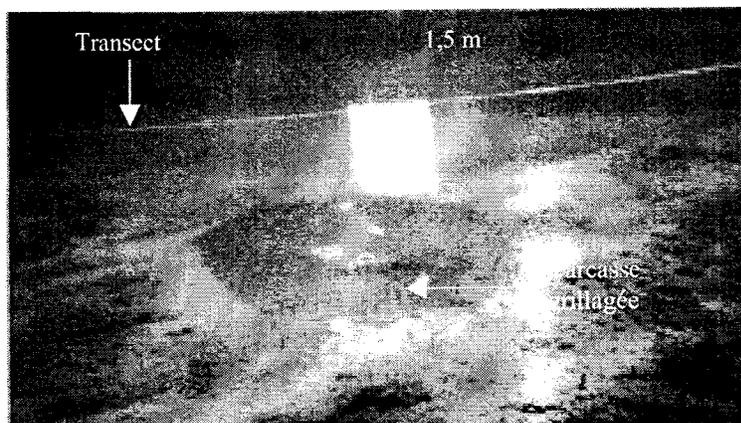


Figure 3.3 Photographie prise à deux mètres de profondeur dans le lac Laflamme et représentant le dispositif expérimental placé par des plongeurs autonomes. Une carcasse d'achigan recouverte d'un grillage est présentée.

### 3.2.3.1 Structure de la cage

De forme cônique et de 60 cm à la base, ces cages ont été constituées dans du grillage en plastique dont la maille mesurait 2.8 X 2.1 cm (figure 3.4a). Douze cages ont

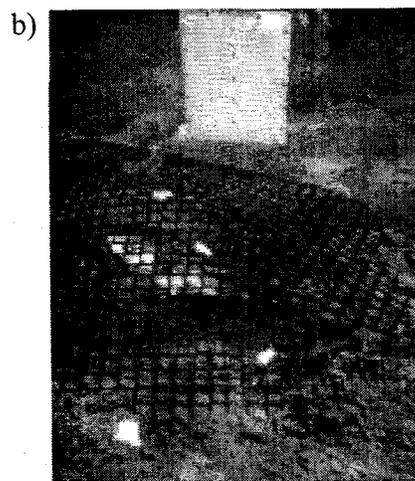


Figure 3.4 Photographies de la cage  
a) Avant la mise en place  
b) Emplacement sous l'eau au dessus d'un poisson mort.

été déposées sur le fond du lac au-dessus de carcasses d'achigan (figure 3.4b). Le système d'ancrage était constitué de quatre piquets en plastique d'une longueur de 25 cm et de largeur 2 cm. Un ruban en tissu de 2 cm de large traversant diamétralement la cage servait à maintenir le poisson placé en dessous (figure 3.4a,b). Les cages étaient numérotées afin de pouvoir les situer lors du tirage aléatoire.

### 3.2.3.2 Disposition des carcasses

Tous les poissons, y compris ceux grillagés, étaient déposés sur une «civière» de 28 cm de long découpée dans le même grillage en plastique que celui utilisé pour les cages afin de pouvoir remonter les carcasses à la surface sans trop les endommager par une manipulation directe. Les douze carcasses non grillagées étaient également numérotées et étaient ancrées dans les sédiments avec un ruban d'une longueur de 50 cm et d'une largeur de 2 cm relié aux extrémités par deux piquets en plastique de 25 cm de long pour 1 cm d'épaisseur (figure 3.5). La disposition des carcasses était aléatoire dans le sens où une carcasse grillagée pouvait être située à deux mètres face à une carcasse de poisson non grillagée ou grillagée.

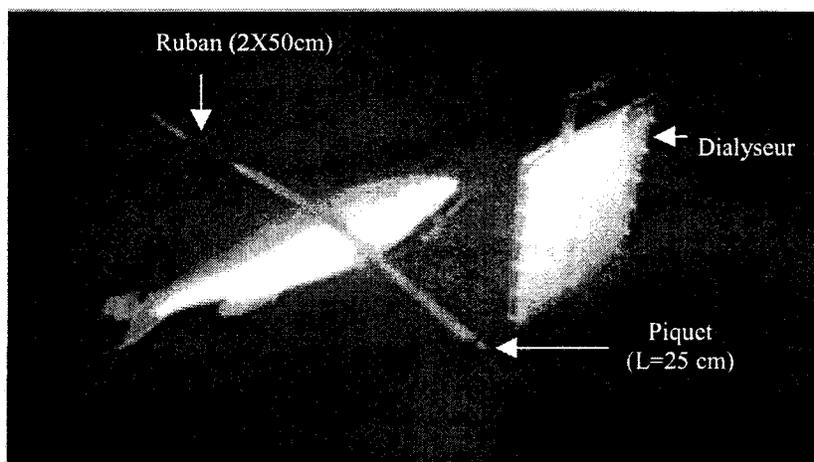


Figure 3.5 Photographie d'une carcasse non grillagée placée sur le fond du lac Laflamme (profondeur 2m) à proximité d'un dialyseur à sédiment.

Certaines carcasses libres ont été délogées durant l'expérience (tableau 3.7). La flottabilité des carcasses de poisson dépend de la température de l'eau (Schneider, 1997). Lors de cette expérience, la température de l'eau durant certaines journées d'échantillonnage pouvait être supérieure à la température de 15.5°C qui semblerait être

la température à partir de laquelle les carcasses peuvent flotter (cf. paragraphe 2.3.1.1.1). De plus, la congélation des carcasses avant leur mise en place dans le fond du lac a peut-être entraîné une détérioration des tissus de poisson influençant éventuellement la flottabilité. Enfin, un animal (poisson, mammifère, oiseau...etc) peut-être responsable de ces déplacements.

## **3.2.4 Échantillonnage**

### **3.2.4.1 Dates d'échantillonnage**

Le 28/06/2000, jour de la mise en place du dispositif, représentait notre temps 0. Les temps d'échantillonnage étaient de + 24 heures (29/06/2000), + 6 jours (04/07/2000), + 13 jours (11/07/2000) et + 20 jours (18/07/2000). Le tableau 3.6 résume ces différents temps d'échantillonnage.

### **3.2.4.2 Prélèvement des échantillons**

#### *3.2.4.2.1 Prélèvement des carcasses*

Avant chaque journée d'échantillonnage, un tirage aléatoire était effectué pour désigner quelles carcasses allaient être remontées. Le nombre de carcasses relevées par journée d'échantillonnage était de six (trois carcasses grillagées et trois non grillagées) et était composé de la façon suivante : deux carcasses de petite taille (classe de taille 1 : 20 - 25 cm), deux carcasses de taille moyenne (classe de taille 2 : 26 - 28.5 cm) et deux carcasses de grande taille (classe de taille 3 : 32 - 44 cm). Les plongeurs inséraient les carcasses dans une boîte en plastique aux extrémités perforées afin de permettre l'évacuation de l'eau lors de la fermeture du couvercle et ainsi, conserver les invertébrés retrouvés sur ou dans le poisson mort. Ces boîtes contenant les poissons étaient ensuite acheminées jusqu'à la barque et placées immédiatement dans une glacière. Les carcasses étaient disséquées la journée même afin d'observer la présence ou non d'invertébrés. De plus, nous avons prélevé le muscle dorsal situé en dessous de la nageoire dorsale sur une longueur de 5 cm pour 1 cm de large et d'une profondeur de 1 cm. Au fur et à mesure de la décomposition, il devenait difficile de prélever ce tissu voir impossible au bout de 20 jours (il ne restait que la peau et les arêtes sur certaines carcasses de poisson grillagées et carcasses de poissons non grillagées). Ce muscle était congelé la journée même dans des

sacs de plastique (Whirl-Pak Sample Bags, Nasco, VWR Canlab, Mississauga, Ontario, Canada) afin d'analyser les concentrations de mercure.

### 3.2.4.2.2 Prélèvement des sédiments

Tout d'abord, précisons que deux carottiers de diamètre différent, ayant tous deux des fonctions différentes, ont été utilisés. En effet, le carottier en plexiglas de 7.8 cm de diamètre permettait de prélever des carottes servant à estimer la densité et la structure des communautés d'invertébrés benthiques ainsi qu'à mesurer les concentrations de Hg total pour chacun des taxons rencontrés. Quant aux carottiers en plexiglas de 4.4 cm de diamètre, ils permettaient de prélever des carottes dont le premier centimètre de sédiment servait à mesurer les concentrations de mercure total. Les plongeurs, afin de localiser l'emplacement du poisson (tête et nageoire caudale) lors du retrait de la carcasse, plaçaient deux piquets en plastique de 10 cm de long pour 1 mm d'épaisseur à chacune de ces extrémités. Ils prélevaient ensuite trois carottes de 7.8 cm de diamètre en dessous du poisson (nageoire caudale, centre, tête) et trois de même diamètre latéralement au poisson (latéral nageoire caudale, latéral centre, latéral tête) sur une profondeur de 10 cm (figure 3.6) le plus proche possible de l'emplacement de la carcasse.

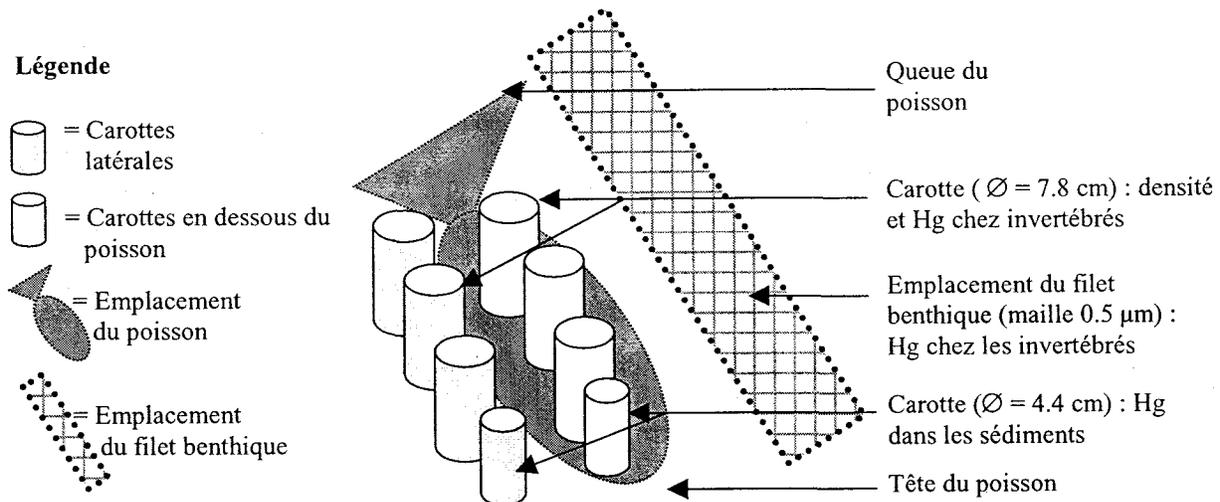


Figure 3.6 Représentation schématique de la disposition des carottes et du filet benthique une fois le poisson mort enlevé sur le fond du lac Laflamme à deux mètres de profondeur. Les fonctions de chaque carotte et du filet benthique sont également indiquées.

Ces carottes n'ont pas été mélangées afin d'éviter un effet de dilution du mercure. En effet, on pourrait présumer que la concentration en Hg est plus élevée dans les organismes se situant en dessous de la carcasse au fur et à mesure du temps de décomposition que dans les organismes se situant latéralement à la carcasse ou l'inverse (i.e. organismes à proximité des carcasses plus concentrés en Hg que ceux retrouvés en dessous des poissons morts). Trois carottes de 7.8 cm de diamètre ont également été prélevées dans des sédiments témoins (i.e. sans poissons morts) à une même profondeur afin de nous servir de référence. Une carotte de 4.4 cm de diamètre était placée en dessous de la tête du poisson et, une autre de même diamètre, à côté de l'emplacement de la tête (figure 3.6). Seul le premier centimètre de sédiment a été conservé dans des pots HDPE lavés à l'acide. Le même prélèvement (trois carottes de 4.4 cm de diamètre) a été effectué dans une zone témoin. De plus, un plongeur prélevait les sédiments de l'autre côté du poisson (où il n'y avait pas de carottes) au moyen d'un filet benthique (maille de 0.5  $\mu\text{m}$ ) sur une profondeur d'environ 5 cm (figure 3.6). Le contenu du filet benthique était directement vidé dans un sac en plastique 18 X 40 cm (sac clair 1-2454-0, Gilco, Montréal, Canada) et conservé dans une glacière. Les invertébrés récoltés dans le filet benthique étaient regroupés avec ceux prélevés dans les carottes latérales de 7.8 cm uniquement (et non avec ceux récoltés en dessous des carcasses) afin d'obtenir une biomasse nécessaire pour les analyses de mercure. Tous les organismes étaient triés dans un intervalle de temps n'excédant jamais 24 heures.

Nous avons évalué la richesse spécifique définie comme le nombre total d'espèces au sein d'une communauté biologique (Smith, 1990) et symbolisée par la lettre S. Les organismes étaient triés et identifiés la même journée d'échantillonnage jusqu'au genre ou espèce au moyen de livres d'identification taxonomique (Wiggings, 1978 ; Merritt et Cummins, 1996). Les taxa dont la biomasse était suffisante pour des analyses de Hg étaient conservés et placés dans des pots en plastique remplis d'eau du lac pour la dépuración. La durée de dépuración ne dépassait pas trois jours car le taux de survie des organismes diminuait avec le temps. En effet, la température de la pièce était élevée. Les invertébrés étaient ensuite congelés vivants sur un morceau de Téflon, lavé préalablement à l'acide et, contenu dans des boîtes de Pétri lavées dans des mêmes conditions (7

morceaux de Téflon par Pétri ou 1 morceau de Téflon par Pétri quand l'organisme était de grande taille).

### **3.2.4 Analyses en laboratoire**

Toutes les concentrations de mercure total ont été déterminées selon les méthodes analytiques décrites dans le paragraphe 2.2.3.1. Plus précisément, les analyses en Hg total dans les sédiments, dans les invertébrés ainsi que dans la chair des poissons sont décrites respectivement dans la section 2.2.3.1.2, la section 2.2.3.1.3 et la section 2.2.3.1.4.

### **3.2.6 Analyses statistiques**

Pour comparer les valeurs obtenues dans, (1) la richesse spécifique des invertébrés benthiques, (2) la densité des invertébrés benthiques, (3) la concentration en mercure total dans les sédiments ainsi que dans les invertébrés, nous avons appliqué des tests d'analyse de variance à une voie, une fois les conditions d'application respectées (normalité des données et homogénéité des variances). Précisons qu'aucune transformation n'a été appliquée pour normaliser nos données. Lorsque nous avons détecté des différences significatives entre les traitements, nous avons appliqué le test *a posteriori* SNK (Student-Newman-Keuls). Des tests de régression ont été appliqués afin de comparer la concentration en Hg total (variable dépendante) chez certains invertébrés en fonction du temps de décomposition (variable indépendante). Toutes les analyses ont été effectuées au moyen du logiciel SYSTAT, version 10 de SPSS Science Marketing Department, Chicago, I.L., U.S.A..

### 3.3 Résultats et discussion

#### 3.3.1 Impact des poissons sur la biodiversité benthique

##### 3.3.1.1 Richesse spécifique des macroinvertébrés

Dans un premier temps, afin de regrouper les carcasses de taille différente dans le but d'obtenir une richesse spécifique moyenne pour chaque journée de décomposition, nous souhaitons vérifier l'influence de la classe de taille des poissons sur le nombre d'espèces chez les invertébrés benthiques au sein du lac Laflamme. D'après la figure 3.7, en regroupant la richesse spécifique obtenue dans les trois carottes à côté des carcasses grillagées (aucune donnée manquante), nous constatons que l'effet de la classe de taille

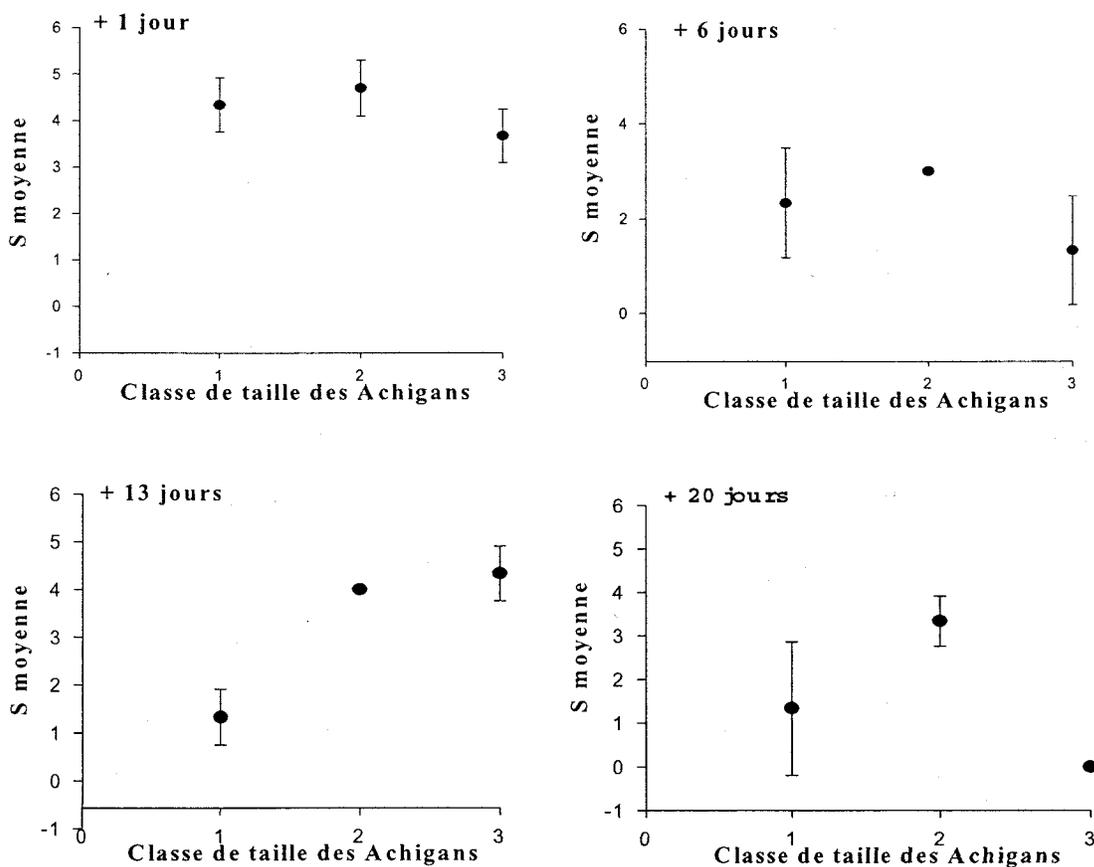


Figure 3.7 Effet de la classe de taille des achigans à petite bouche sur la richesse spécifique (S) à côté des carcasses grillagées durant toute la période de décomposition. L'installation des carcasses dans le lac Laflamme correspond à notre temps zéro. Les différents temps d'échantillonnage après l'installation des carcasses grillagées sont de + 1 jour, + 6 jours, + 13 jours et + 20 jours. L'écart-type est représenté.

des achigans sur la richesse spécifique des invertébrés benthiques pour les différents temps de décomposition ne suit pas un schéma bien défini. De plus, un test d'analyse de variance à une voie n'indique aucune différence significative ( $p > 0.05$ ) dans la richesse spécifique moyenne (S) pour la plupart des classes de taille d'achigans à différents temps de décomposition. Une seule différence significative est observée pour la richesse spécifique à côté des carcasses grillagées de classe de taille 1 entre le premier et le dernier jour de décomposition. Par conséquent, nous supposons que la classe de taille des achigans n'influence pas la richesse spécifique des invertébrés ce qui nous permet de calculer l'indice S moyen (richesse spécifique moyenne) en regroupant des carcasses de taille différente lors de la même journée de décomposition.

Dans un deuxième temps, notre objectif est de déterminer si les carcasses d'achigan constituent un attrait alimentaire (Wipfli *et al.*, 1998) ou un abri contre la prédation (Brusven et Scoggan, 1969) pour certains invertébrés. Autrement dit, il serait intéressant de connaître la succession temporelle des invertébrés aquatiques lors de la décomposition des carcasses au sein d'un lac, étant donné le peu d'informations disponibles à ce sujet. Comme le montre la figure 3.8, la richesse spécifique liée aux sédiments témoins n'est pas significativement différente de celle liée aux carcasses grillagées durant toute la période de décomposition (test d'analyse de variance à deux

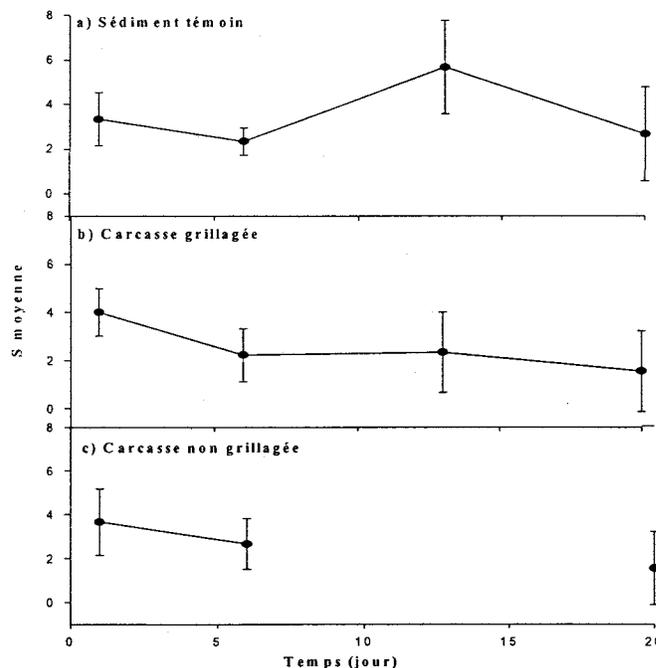


Figure 3.8 Comparaison de la richesse spécifique moyenne (S) dans les sédiments témoins (a), dans les sédiments à proximité des carcasses grillagées (b) et dans les sédiments à proximité des carcasses non grillagées (c) en fonction du temps de décomposition. L'écart-type est représenté.

voies ( $p > 0.05$ ). De plus, précisons que les taxons (chironomides, larves de trichoptères, amphipodes, larves d'odonates) retrouvés dans le site témoin sont identiques à ceux retrouvés auprès des carcasses. L'absence de différence significative entre la richesse spécifique dans les sédiments témoins et celle liée aux poissons morts, nous indique que les carcasses n'ont pas un effet positif sur la diversité biologique des communautés benthiques dans les sédiments avoisinants. Autrement dit, on pourrait présumer que les carcasses de poisson ne constituent pas un attrait alimentaire pour la plupart des macroinvertébrés. De plus, aucune différence significative dans la richesse spécifique des invertébrés n'a été observée entre les carcasses grillagées et non grillagées. On pourrait présumer que les poissons résidents du lac Laflamme ne sont pas responsables de la diminution de S entre le premier jour et le sixième jour de décomposition. Nous avons également comparé la richesse spécifique dans les sédiments à côté des carcasses et celle

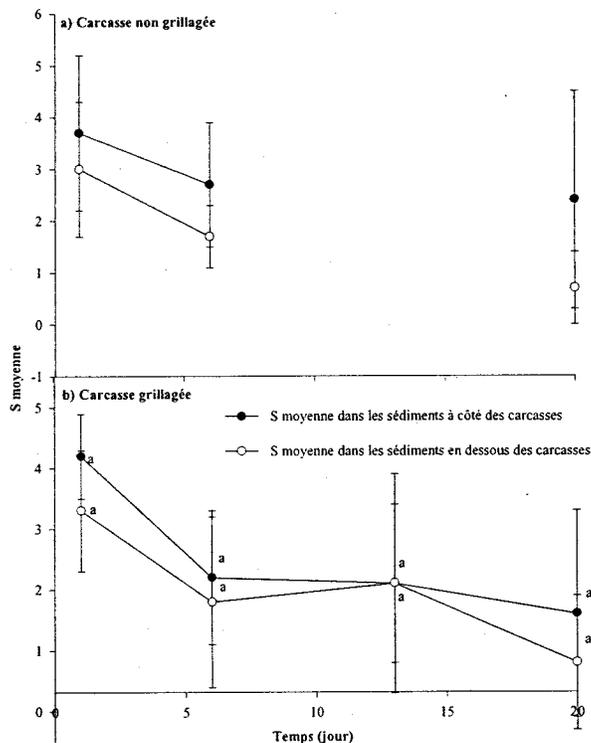


Figure 3.9 Richesse spécifique moyenne (S) dans les sédiments à côté et en dessous des carcasses non grillagées (a) et grillagées (b). L'écart-type est représenté.

dans les sédiments en dessous de la carcasse de poisson. La figure 3.9 nous indique que S diminue dans le temps, que ce soit en dessous ou à côté des carcasses grillagées et non grillagées. Un test d'analyse de variance à une voie ( $p > 0.05$ ) ne montre aucune

différence significative de S moyen dans les sédiments à côté et en dessous des carcasses grillagées pour les différents temps de la période de décomposition. Nos résultats indiquent que la richesse spécifique est plus élevée au début de la décomposition et ne cesse de diminuer au fur et à mesure du temps de décomposition que ce soit pour les carcasses grillagées et les carcasses non grillagées. Cette baisse de la richesse spécifique des invertébrés benthiques entre le premier jour et le sixième jour de décomposition résulte probablement d'une variation normale dans le temps. De plus, il est probable que l'impact d'un prédateur capable de passer au travers des grillages diminue la richesse spécifique à la fois à proximité des carcasses grillagées et non grillagées. Cette dernière hypothèse sera abordée avec plus de détails dans les prochains paragraphes. Cependant, la richesse spécifique ne donne aucune indication sur la densité de chaque espèce. Bien que le nombre d'espèces ne semble pas différent en présence et en absence de poissons, la densité peut varier.

### 3.3.1.2 Densité des communautés benthiques

Le tableau 3.7 présente les valeurs de densité pour les principales espèces d'invertébrés retrouvées tout au long de la décomposition, à la fois dans les sédiments témoins et dans les sédiments près des carcasses de poisson. Seule la densité des

Tableau 3.7 Densité (nombre moyen d'individus/dm<sup>2</sup>) des espèces retrouvées à la fois dans le site témoin et auprès des carcasses grillagées et non grillagées. Un test d'analyse de variance à une voie ( $p < 0.05$ ) montre une différence significative pour la densité des chironomides dans les sédiments témoins par rapport à celles associées aux carcasses de poisson pour les différents temps de décomposition.

Temps (jour)	Site témoin				Carcasses grillagées				Carcasses non grillagées			
	1	6	13	20	1	6	13	20	1	6	13	20
<b>Taxon</b>												
<i>Libellula</i> sp.	1.4	0.7	0.7	0.7	0.5	1.4	0.2	0.0	0.0	0.7	d.m.	0.2
<i>Hyaella azteca</i>	0.0	2.1	3.5	0.0	2.8	3.3	1.9	0.7	3.7	0.2	d.m.	0.2
chironomides	2.8 <sup>a</sup>	1.4 <sup>a</sup>	2.4 <sup>a</sup>	1.7 <sup>a</sup>	1.4 <sup>b</sup>	1.0 <sup>b</sup>	1.4 <sup>b</sup>	1.4 <sup>b</sup>	1.4 <sup>b</sup>	0.7 <sup>b</sup>	d.m.	1.3 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> et <sup>b</sup> indiquent une différence significative dans la densité des invertébrés entre les sédiments témoins et les sédiments contenant les poissons morts.

d.m. = donnée manquante

chironomides est significativement plus élevée dans les sédiments témoins que celles observées auprès des poissons morts durant toute la période de décomposition ( $p < 0.05$ ). Nos résultats sembleraient suggérer que les carcasses de poisson en décomposition ne

constituent effectivement pas un attrait alimentaire pour la plupart des invertébrés benthiques du lac Laflamme mais qu'elles ont cependant un effet négatif sur la densité des chironomides. L'explication de cette diminution de densité va être l'objet de la prochaine discussion. En effet, bien que la plupart des invertébrés du lac Laflamme ne semblent pas attirés par les carcasses, un seul taxon a été retrouvé uniquement auprès des carcasses de poisson en décomposition pendant toute la période d'échantillonnage. Il s'agit de la classe des annélides et plus précisément de la sous-classe des hirudinés.

### 3.3.1.3 Répartition des deux espèces de sangsue, *Nephelopsis obscura* et *Haemopsis* sp., en fonction de leur écologie

Deux espèces de sangsue sont retrouvées en relation directe avec les carcasses (tableau 3.8) du début à la fin de la période de décomposition. Au total, 19 *Nephelopsis*

Tableau 3.8 Nombre total de sangsues (*Haemopsis* sp. et *Nephelopsis obscura*) retrouvées dans le site témoin et dans le site contenant les carcasses de poisson.

Temps (jour)	Nombre total d'individus				Total
	1	6	13	20	
<b>Site témoin</b>	Nombre d'individus				
<i>Nephelopsis obscura</i>	0	0	0	0	0
<i>Haemopsis</i> sp.	0	0	0	0	0
<b>Carcasses de poisson</b>					
<i>Nephelopsis obscura</i>	4	6	0	9	19
<i>Haemopsis</i> sp.	3	3	1	1	8

*obscura* et huit *Haemopsis* sp. sont observées auprès des poissons morts. Aucune de ces deux espèces n'a été observée dans les sédiments témoins. Il semblerait, par conséquent, que les carcasses attirent ces dernières. De plus, la présence de sangsues pourrait expliquer, (1) la faible biodiversité observée pour les autres invertébrés benthiques du lac Laflamme, (2) la diminution de la densité des chironomides auprès des carcasses. En effet, Dahl (1998) explique l'interaction des poissons et des sangsues sur les communautés d'invertébrés benthiques. Il affirme que les sangsues prédatrices ont un impact supérieur à celui des poissons sur la diminution de la densité de certaines proies d'invertébrés et plus précisément chez les chironomides ainsi que l'odonate *Baetis* sp.. Par conséquent, la faible abondance de chironomides (tableau 3.7) dans les sédiments où se trouvaient les poissons morts pourrait être expliquée par une relation prédateur-proie avec les sangsues. De plus, la diminution de la richesse spécifique, entre le premier et le

sixième jour de décomposition, à proximité des carcasses grillagées et non grillagées résulterait probablement de (1) la prédation des sangsues (prédateurs capables de passer à travers la maille des grillages : 2.8 X 2.1 cm; diamètre des sangsues : *N. obscura* : 0.6 cm une fois étirée; *Haemopsis* sp. : 1.2 cm une fois étirée) sur les communautés benthiques ou, (2) de la fuite des invertébrés en présence des sangsues. Cette deuxième hypothèse semble concorder avec les résultats issus de l'étude de Broenmark et Malmqvist (1986). En effet, les auteurs démontrent *in situ* que certaines espèces de gastéropodes sont capables de détecter la présence de leur prédateur naturel, *Glossiphonia complanata* (sangsue) au moyen de chémorécepteurs et d'adopter, par conséquent, un comportement de fuite.

Lors de l'échantillonnage, nous avons constaté que les deux espèces de sangsue, *Nepheleopsis obscura* et *Haemopsis* sp., interagissaient différemment avec la carcasse de poisson. La figure 3.10 précise le nombre moyen de sangsues retrouvé par poisson. Nous

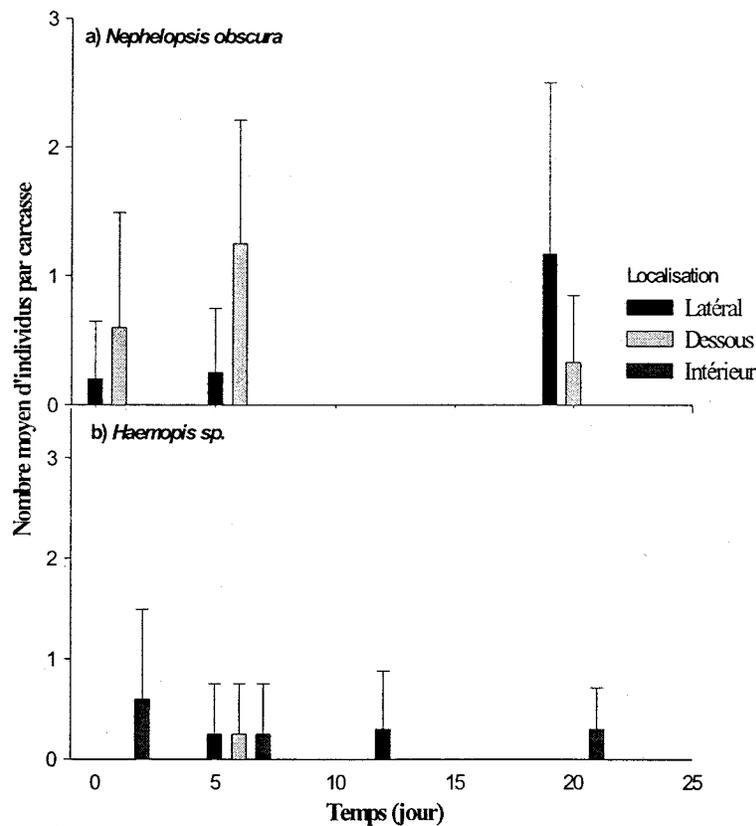


Figure 3.10 Nombre moyen d'individus de *Nepheleopsis obscura* (a) et d'*Haemopsis* sp. (b) par carcasse ainsi que leur localisation respective par rapport à la carcasse en fonction du temps de décomposition. L'écart-type est représenté.

pouvons constater qu'*Haemopsis* sp. est plus souvent retrouvée à l'intérieur du poisson mort alors que *Nephelopsis obscura* se situe toujours enfouie dans les sédiments à proximité des carcasses, mais jamais à l'intérieur de ces dernières. Cette localisation différente laisse supposer un comportement alimentaire différent voir une alimentation différente pour ces deux sangsues. Il semblerait qu'*Haemopsis* sp. se nourrisse directement du poisson alors que *Nephelopsis obscura* ne se contenterait que des débris de la carcasse retrouvés dans les sédiments ainsi que des invertébrés.

#### 3.3.1.3.1 Le régime alimentaire d'*Haemopsis* sp.

*Haemopsis* sp., dans notre étude, est observée généralement dans les carcasses d'achigan. On pourrait supposer que les poissons morts lui servent, (1) d'abri contre ses prédateurs naturels dont la truite arc-en-ciel (Scott et Crossman, 1974; Ginsberg et Burch, 1998) et, (2) de ressource alimentaire. La première hypothèse semble concorder avec les résultats de Dahl (1998) qui affirme que la prédation des poissons sur les sangsues diminue en fonction de la complexité de l'habitat. Aucune différence dans l'abondance d'*Haemopsis* sp. n'a été observée entre les carcasses grillagées et non grillagées. Quant à la deuxième hypothèse, elle peut être validée d'après les pièces buccales d'*Haemopsis* sp. mais surtout d'après son mode alimentaire de nécrophage. En effet, les individus de la famille Gnathobdellae dont fait partie *Haemopsis* sp. possèdent une mâchoire et des dents (Ginsberg et Burch, 1998). Elles ont donc la possibilité d'arracher directement des morceaux de chair et, par conséquent, *Haemopsis* sp. pourrait se nourrir directement de la carcasse de poisson. Dans une expérience menée par Golburt *et al.* (1994), le stimulus alimentaire utilisé pour attirer *H. marmorata* est du foie de bœuf et du poulet ce qui indique un comportement de nécrophage. En plus d'être nécrophage, *Haemopsis* sp. peut être prédatrice. En effet, Ginsberg et Burch (1998) affirment que cette espèce peut déglutir des petits escargots en entier et régurgiter la coquille après la digestion. De plus, Ginsberg et Burch (1998) affirment que certaines espèces d'*Haemopsis* peuvent se nourrir d'autres sangsues. Par conséquent, on pourrait expliquer l'absence de *N. obscura* à l'intérieur du poisson en présence d'*Haemopsis* sp. par une relation prédateur-proie sachant, qu'en plus, *Haemopsis* sp. a une taille (15 cm de longueur) deux fois plus grande que *Nephelopsis obscura*. Enfin, précisons que la présence d'*Haemopsis* sp. a été observée

dans les 30 premières minutes d'échantillonnage (observations personnelles, 2000). Les sangsues possèdent en effet des chémorécepteurs très sensibles (Ginsberg et Burch, 1998) ce qui expliquerait la présence rapide d'*Haemopsis* sp. dans la zone contenant les carcasses de poisson.

#### 3.3.1.3.2 *Le régime alimentaire de N. obscura*

*Nepheleopsis obscura* est une espèce retrouvée dans la majorité des lacs et étangs de l'Amérique du Nord (Davies et Gates, 1991). Sa localisation, toujours cryptique (dans les sédiments) résulterait de deux facteurs: (1) éviter ses prédateurs naturels, à savoir, la truite arc-en-ciel et peut-être, *Haemopsis* sp.; (2) se nourrir des chironomides (Dahl, 1998) et des débris du poisson mort. Cela pourrait expliquer la faible abondance des chironomides en relation avec les carcasses comparée à celle des sédiments témoins (tableau 3.7). *N. obscura* peut ingurgiter ses proies en entier pour ensuite dégorger les parties dures non assimilables et son régime alimentaire comprend plusieurs invertébrés dont certains oligochètes (Tubificidae) et chironomides (Davies *et al.*, 1995). En plus d'être prédatrice, *N. obscura* peut adopter un comportement de nécrophage (Prahacs et Hall, 1996). Enfin, précisons que *N. obscura* fait partie d'une famille (Pharyngobdelidae) dont les représentants sont incapables de sucer le sang, puisqu'ils ne possèdent ni mâchoire, ni dents (Anholt, 1986; Ginsberg et Burch, 1998). Ceci laisse présumer que *N. obscura* ne peut pas arracher des morceaux de chair contrairement à *Haemopsis* sp..

#### 3.3.1.4 **Résumé de l'impact des poissons morts sur la biodiversité benthique du lac Laflamme.**

En résumé, nous pouvons penser que seulement deux espèces de sangsue, *Nepheleopsis obscura* et *Haemopsis* sp., interagissent directement avec les carcasses de poisson. En effet, la richesse spécifique et la densité de la plupart des invertébrés benthiques ne sont pas significativement différentes entre les sédiments témoins et les sédiments abritant les poissons morts. Seule la densité des chironomides est plus faible auprès des carcasses et serait probablement le résultat de la prédation par *Nepheleopsis obscura*. La diminution de la richesse spécifique entre le premier et le sixième jour de décomposition ne semblerait pas être le résultat de la prédation des poissons résidents

dans le lac Lafalme car S diminue à la fois à proximité des carcasses grillagées et des carcasses non grillagées. Cela impliquerait que le prédateur responsable de la diminution de la richesse spécifique des invertébrés soit capable de passer à travers le grillage. Les sangsues *N. obscura* et *Haemopsis* sp. possèdent cette faculté. De plus, il semblerait que les deux espèces de sangsues ont un comportement alimentaire différent. Nous pensons qu'*Haemopsis* sp. serait capable de prélever directement des morceaux de chair du poisson mort au moyen de ses dents. Par contre, *Nephelopsis obscura*, n'ayant pas de machoire, ne peut que déglutir ses proies. Elle pourrait se nourrir de chironomides ainsi que de débris issus de la carcasse en décomposition. Enfin, *Haemopsis* sp. pourrait être un prédateur naturel de *Nephelopsis obscura* (Ginsberg et Burch, 1998) ce qui expliquerait que seule *Haemopsis* sp. a été retrouvée dans le poisson mort alors que *N. obscura* n'a été observée que dans les sédiments à proximité des carcasses.

### 3.3.2 Le transfert du mercure de carcasses d'achigan en décomposition au sein du lac Laflamme

#### 3.3.2.1 Le mercure dans les achigans à petite bouche

Le tableau 3.9 présente les concentrations de mercure total contenu dans la chair des achigans à petite bouche à différents temps de la décomposition. Nous avons regroupé les carcasses grillagées et non grillagées de même taille pour la même journée de décomposition quand cela était possible. En effet, la perte de six carcasses (cf. tableau 3.6) et le manque de tissu à la fin de la décomposition n'a pas toujours permis ce regroupement. Précisons que la décomposition des carcasses était totale au bout

Tableau 3.9 [Hg total] en mg/Kg (poids humide et poids sec) dans la chair des achigans à petite bouche au fur et à mesure de la décomposition des carcasses.

Temps (jour)	1		6		13		20	
[Hg] mg/Kg	poids humide	poids sec						
Classe de taille								
1	0,14	0,68	0,14	0,60	0,09*	0,66*	0,03*	0,15*
2	0,20	0,92	0,21*	0,95*	0,10*	0,62*	0,06*	0,31*
3	0,23*	1,00*	0,34*	1,53*	0,40*	1,61*	0,13	0,66

Classe de taille 1 = petite carcasse grillagée et non grillagée

Classe de taille 2 = moyenne carcasse grillagée et non grillagée

Classe de taille 3 = grande carcasse grillagée et non grillagée

\* la valeur indiquée correspond à une seule carcasse grillagée ou non

de 20 jours environ; il ne restait, en effet, que la peau et les arêtes sur la majorité des carcasses échantillonnées à la fin de la période d'échantillonnage. Nous pouvons observer deux tendances dans les concentrations de mercure total dans la chair des achigans; (1) un accroissement dans la concentration en Hg en fonction de la classe de taille; (2) une diminution dans la concentration en Hg total entre le 13<sup>e</sup> et le 20<sup>e</sup> jour de décomposition pour chaque classe de taille. En effet, la concentration en mercure semble diminuer pour les trois classes de taille durant cette période ce qui est probablement représentatif de l'état d'avancement de détérioration du poisson mort. La taille de l'échantillon étant faible ( $n \leq 2$ ), aucun test statistique n'a pu être appliqué. Cette diminution temporelle dans la concentration en Hg dans la chair des achigans semblent concorder avec les observations de Bloom et Kuhn (1996, non publié). En effet, les auteurs ont observé une diminution de mercure issu de la chair des poissons morts au bout d'une semaine pour une décomposition totale de 15 jours.

### 3.3.2.2 Le transfert du mercure des poissons en décomposition vers les sédiments du lac Laflamme

La figure 3.11 présente les concentrations de mercure total retrouvées dans les sédiments du lac Laflamme dans la zone abritant les carcasses d'achigans de grande taille et dans une zone témoin sans poissons morts durant toute la période de décomposition.

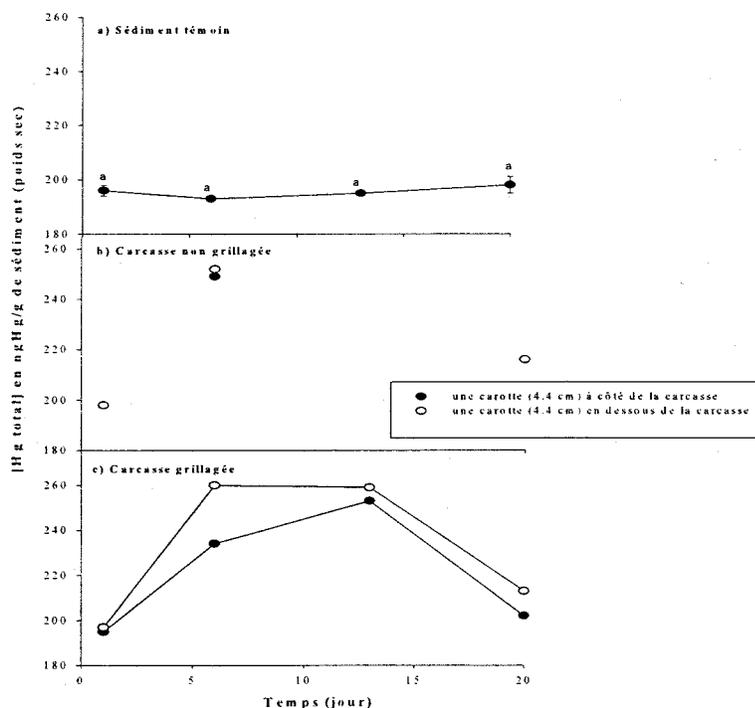


Figure 3.11 [Hg total] en ng/g (poids sec) dans les sédiments de la zone littorale du lac Laflamme où se situaient les carcasses d'achigan de grande taille non grillagées (b), les carcasses grillagées (c) et dans une zone sans poissons morts (a). L'écart-type est représenté pour les sédiments témoins (a).

Afin de visualiser un transfert de mercure issu des carcasses d'achigan en décomposition dans les sédiments, nous avons analysé les échantillons de sédiments à proximité des carcasses les plus contaminées, à savoir, les carcasses de grande taille. Un test d'analyse de variance à une voie ( $p > 0.05$ ), appliqué pour les sédiments témoins, ne montre aucune différence significative dans la concentration en mercure total durant toute la période de décomposition. De plus, nous pouvons observer une tendance dans la concentration en Hg total dans les sédiments abritant les carcasses d'achigan grillagées et non grillagées (figure 3.11). En effet, il semblerait qu'une augmentation en mercure dans les sédiments à proximité des poissons morts se produit durant les 15 premiers jours de décomposition. La concentration en Hg total augmente en effet de 197 ng/g à 256 ng/g (carcasses non grillagées et grillagées) en seulement 5 jours de décomposition. Après la 13<sup>e</sup> journée, une diminution dans la concentration en Hg est observée et passe de 250 à 210 ng/g. Si l'on suppose que les carcasses sont dégradées à la fois par les bactéries et les invertébrés nécrophages (sangsues), il en résulte des débris de poisson se retrouvant à la surface des sédiments. En effet, lors de l'échantillonnage, des organes internes de poisson en décomposition étaient retrouvés dans les carottes de sédiment. Par conséquent, on pourrait expliquer cette diminution dans la concentration en mercure entre 13 et 20 jours par l'ingestion des débris de poisson par d'autres organismes (sangsues, poissons résidents du lac Laflamme) et par la dissolution bactérienne. Il existe très peu d'étude expliquant le devenir de débris de poisson en milieu lacustre (Schenau et De Lange, 2000). Cependant, une analogie peut être établie avec la décomposition des os de poisson dans les sédiments lacustres. Nriagu (1983) conclut que 10 à 50 % des os de poisson dans les sédiments superficiels du lac Erie (Ontario) peuvent être dissous après seulement trois semaines et que cette dissolution peut se poursuivre même après l'enfouissement des os dans les sédiments. Les carcasses de poisson durant les 13 premiers jours de décomposition semblent avoir contribué à une augmentation de 59 ng Hg/g de sédiment ce qui représente 30 % des concentrations initiales en mercure dans le premier centimètre des sédiments. Bloom et Kuhn (1996, non publié) estiment que la carcasse de poisson au sein du microcosme a augmenté la quantité de mercure de 51 ng à 646 ng dans les sédiments superficiels (1 cm) en 15 jours dans des conditions oxiques. Rappelons que ce microcosme aurait un volume total de 2.5 L ce qui est loin des 38 000 L de la colonne

d'eau dans la zone du lac Laflamme abritant les carcasses d'achigan (calculs établis à partir des données de D'Arcy, 1993). En résumé, la décomposition des carcasses d'achigan au sein du lac Laflamme augmentent de 30 % les concentrations initiales de Hg total, dans le premier centimètre des sédiments voisins des carcasses, entre six et 13 jours de décomposition. Au terme de la décomposition, il semble que les concentrations de Hg total dans les sédiments reviennent à des valeurs proches des concentrations initiales. Cette diminution (24 %) entre 13 et 20 jours de décomposition résulterait de l'ingestion des débris de poisson à la surface des sédiments par les invertébrés détritiques.

### **3.3.2.3 Le transfert du mercure des poissons en décomposition vers les invertébrés du lac Laflamme**

Comme nous l'avons démontré dans le paragraphe 2.3.1.3, les invertébrés aquatiques, vivant dans un cours d'eau qui reçoit annuellement des milliers de carcasses, sont plus concentrés en mercure que des invertébrés qui vivent dans un ruisseau qui n'abrite pas des poissons morts. De plus, les invertébrés se nourrissant directement des carcasses de saumon présentent des concentrations plus élevées que les poissons morts eux-mêmes. Par conséquent, nous pensons que les invertébrés benthiques du lac Laflamme peuvent présenter des concentrations en Hg plus élevées s'ils se nourrissent des carcasses et que, ces concentrations sont proportionnelles au temps passé auprès des carcasses d'achigan.

La figure 3.12 présente les concentrations en mercure total pour la larve de libellule *Libellula* sp. observée dans la zone témoin et dans la zone abritant les carcasses d'achigan. L'application d'un test de régression ne montre aucune différence significative ( $p > 0.05$ ) dans les concentrations en mercure total chez *Libellula* sp. dans la zone témoin et dans la zone abritant les poissons morts. Cela renforce l'hypothèse selon laquelle les achigans en décomposition ne sont pas un attrait alimentaire pour les larves de libellule. En effet, *Libellula* sp. est reconnue pour être une larve aquatique carnassière et prédatrice d'autres invertébrés benthiques (Merritt et Cummins, 1996).

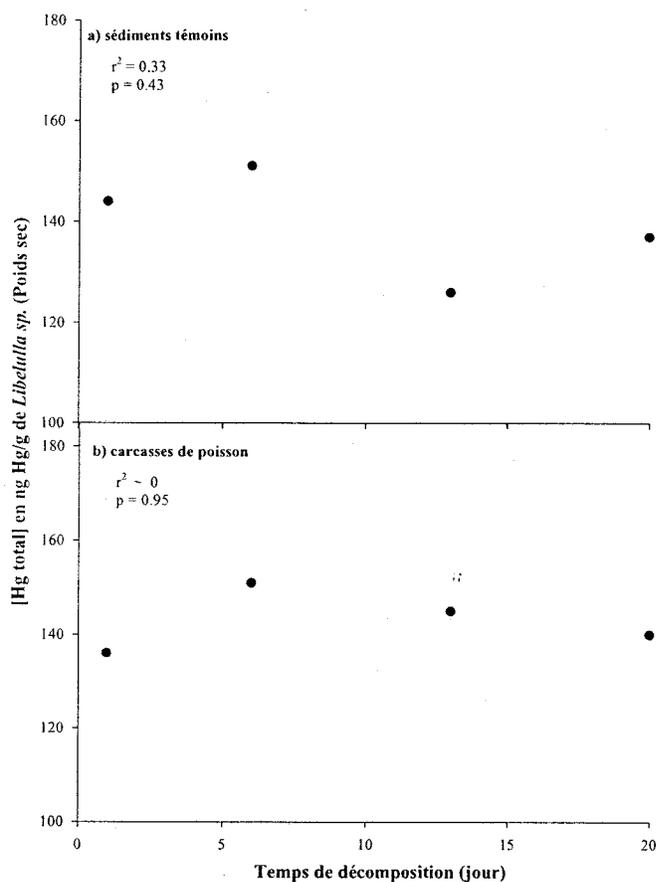


Figure 3.12 [Hg total] en ng/g (poids sec) chez *Libellula* sp. en fonction du temps de décomposition dans les sédiments témoins (a) et dans les sédiments abritant les carcasses (grillagées et non grillagées) d'achigan (b). Un point représente un individu *Libellula* sp. de taille comprise entre 1.0 et 1.2 cm de long.

La figure 3.13 présente les concentrations en mercure total pour l'amphipode *Hyaella azteca* (crustacé) observées dans la zone abritant les carcasses et dans une zone sans poissons morts en fonction de la période de décomposition. L'application d'un test de régression n'indique aucune différence significative ( $p > 0.05$ ) dans les concentrations en mercure total chez *Hyaella azteca* en fonction du temps de décomposition dans la zone sans poissons morts et dans la zone abritant les carcasses de poisson. Comme pour *Libellula* sp., la faible densité de cette espèce à proximité des poissons en décomposition coïncide avec les faibles concentrations de Hg mesurées ce qui laisse supposer trois hypothèses : (1) les carcasses de poisson ne constituent pas un attrait alimentaire pour *H. azteca*; (2) la présence de prédateurs naturels (sangsues et poissons) à proximité des

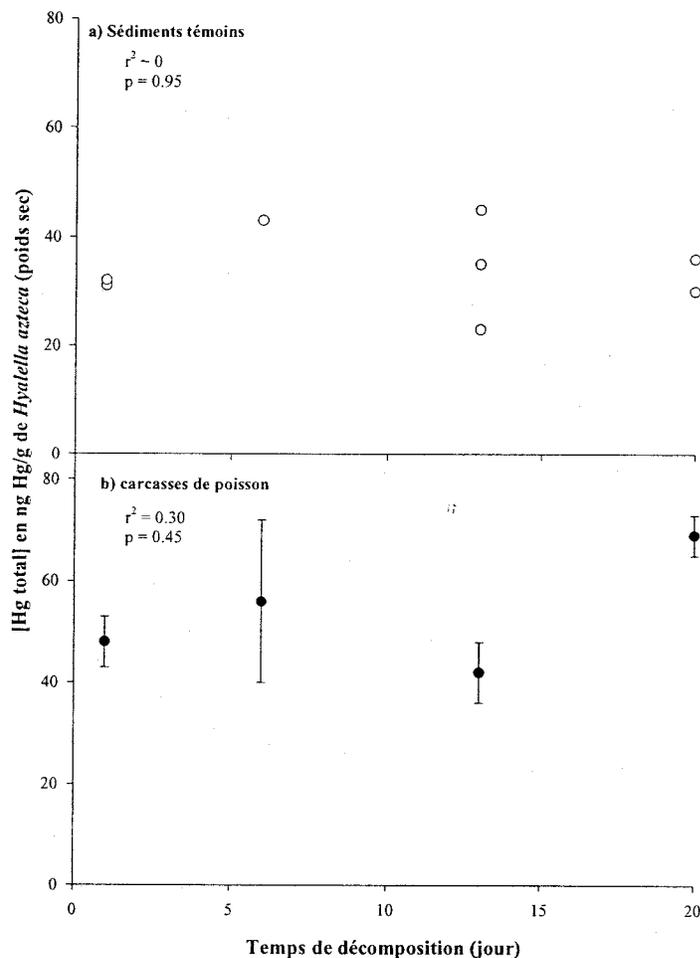


Figure 3.13 [Hg total] en ng/g (poids sec) chez *Hyalella azteca* en fonction du temps de décomposition dans une zone témoin (a) et dans une zone abritant les carcasses d'achigan. Chaque point représente deux individus. L'écart-type est représenté.

carcasses fait adopter à *H. azteca* un comportement de fuite, (3) *H. azteca* est victime de prédation par les sangsues. La première hypothèse pourrait être écartée car *Hyalella azteca* est prédatrice mais aussi nécrophage (Merritt et Cummins, 1996). En résumé, il est probable que la présence des sangsues empêche l'interaction des autres invertébrés avec les carcasses de poisson.

La figure 3.14 présente les concentrations en mercure total chez *Nepheleopsis obscura* (sangsue) dans la zone abritant les carcasses de poisson en fonction du temps de décomposition des carcasses. Rappelons que *N. obscura* est toujours retrouvées enfouie

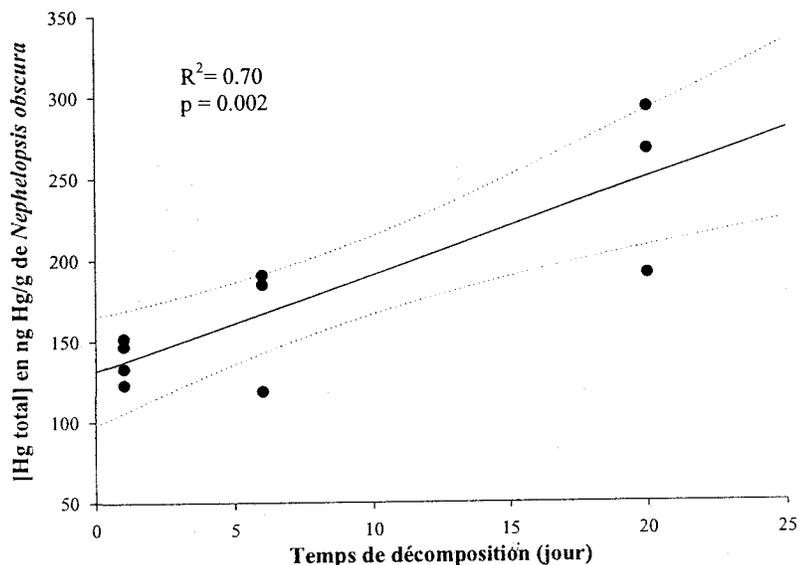


Figure 3.14 [Hg total] en ng/g (poids sec) chez *N. obscura* (sang) en fonction du temps de décomposition. Chaque point représente un individu (intervalle de confiance : 95 %; n = 10)

dans les sédiments à proximité des poissons en décomposition mais jamais dans les carcasses (cf. paragraphe 3.3.1.3). Aucune sangsue *N. obscura* n'a été observée le 13<sup>e</sup> jour de décomposition à proximité des carcasses ce qui explique l'absence de point cette même journée. De plus, nous reconnaissons que les interprétations qui vont suivre se basent sur seulement trois temps différents. L'application d'un test de régression montre des différences significatives ( $p < 0.05$ ) dans la concentration en mercure total chez *N. obscura* au fur et à mesure du temps de décomposition. En d'autres termes, 70 % de la variance dans la concentration en mercure total chez *N. Obscura* seraient expliqués par le temps de décomposition. Les concentrations en Hg total chez *N. obscura* semblent augmenter de 100 % entre le premier jour et le dernier jour de décomposition. Bien qu'un lien causal ne peut être conclu d'une corrélation (Hansen, 1999), on peut poser l'hypothèse que les carcasses d'achigan constituent probablement un des principaux facteurs responsables de cette augmentation en mercure. Les concentrations initiales laisseraient suggérer que les sangsues n'ont pas pour habitude de se nourrir de poissons morts étant donné qu'en présence de carcasses de poisson leur concentration en mercure est deux fois plus élevée. Cependant, les sangsues peuvent rester à jeun pendant plusieurs mois entre les régimes alimentaires (Ginsberg et Burch, 1998) ou, au contraire, se nourrir

fréquemment quand la nourriture est présente. Il serait intéressant de connaître le temps de demi vie du mercure à l'intérieur de *N. obscura*. Si ce temps est inférieur à un mois et si, effectivement, la mortalité naturelle des poissons en milieu lacustre est plus probable au printemps (Schneider, 1997), nous pouvons spéculer sur le fait que les sangsues échantillonnées en juillet auraient eu le temps de dépuré naturellement et ainsi, perdre le mercure bioaccumulé. Il n'en reste pas moins qu'entre le moment où *N. obscura* bioaccumule le mercure du poisson mort et le moment où elle va dépuré, elle présente un risque potentiel de contamination en Hg pour ses prédateurs naturels (poisson, oiseaux).

La figure 3.15 présente les concentrations en mercure total chez *Haemopsis* sp. (sangsue) dans la zone abritant les carcasses de poissons en fonction du temps de décomposition des carcasses. Précisons que cette sangsue est retrouvée généralement dans la carcasse d'achigan (cf. paragraphe 3.3.1.3). Nous avons dû sacrifier l'individu du 20<sup>e</sup> jour de décomposition afin d'identifier l'espèce de sangsue ce qui explique l'absence de point cette même journée. L'application d'un test de régression montre des différences significatives ( $p < 0.05$ ) dans la concentration en mercure total chez *Haemopsis* sp. au fur

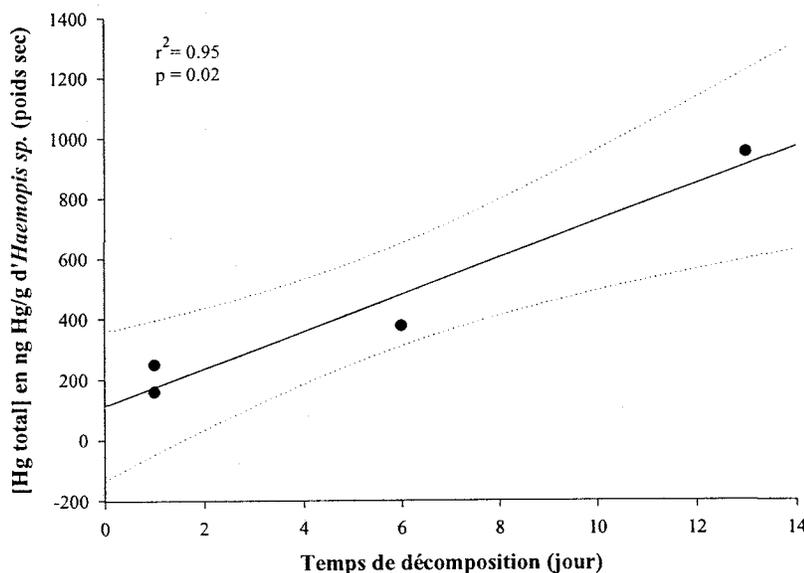


Figure 3.15 [Hg total] en ng/g (tissu sec) chez *Haemopsis* sp. en fonction du temps de décomposition. Chaque point représente un individu (intervalle de confiance : 95 %;  $n = 4$ )

et à mesure du temps de décomposition. En d'autres termes, 95 % de la variance dans la concentration en mercure total chez *Haemopsis* sp. seraient expliqués par le temps de

décomposition. Toutefois, nous reconnaissons que notre interprétation ne se base que sur un seul point. Les concentrations en Hg total chez *Haemopsis* sp. semblent augmenter de 500 % entre le premier jour et le 13<sup>e</sup> jour de décomposition. Comme pour *Nephelopsis obscura*, les carcasses d'achigan seraient probablement un des principaux facteurs responsables de cette augmentation en mercure. Cette augmentation en Hg ne semble pas être le résultat de la taille des sangsue qui étaient toutes d'une longueur avoisinant les 15 cm (une fois étirées).

De plus, on pourrait supposer que l'ingestion directe de la chair de poisson est une source de contamination plus importante en Hg que les débris issus de la carcasse en décomposition. En effet, comme mentionné dans le paragraphe 3.3.1.3, *Haemopsis* sp. semble se nourrir directement du poisson mort contrairement à *N. obscura* qui semble se nourrir de débris de poisson et probablement de chironomides. Bien qu'*Haemopsis* sp. soit plus concentrée en Hg au début de la période de contamination (*Haemopsis* sp. : [Hg total] = 251 ng/g; *Nephelopsis obscura* : [Hg total] = 139 ± 13 ng/g), la concentration chez *Haemopsis* sp. à la fin de la période de décomposition a augmenté d'un facteur 4 par rapport au début de la période. Pour *N. obscura*, le facteur d'augmentation dans la concentration en mercure entre le premier jour et le dernier jour de décomposition est de 2. Nous pouvons suggérer au moins deux hypothèses; (1) les débris de poisson retrouvés à la surface des sédiments sont majoritairement des organes internes (observations personnelles) moins concentrés en mercure que la chair; en effet, nos résultats obtenus chez les saumons (cf. paragraphe 2.3.1.1.1) démontrent que le foie est moins concentré en mercure que la chair; (2) *Haemopsis* sp. ne se nourrit que de chair de poisson alors que *N. obscura* inclut à la fois des débris de carcasses ainsi que des chironomides ce qui induit un effet de dilution lié à la nourriture (les chironomides étant moins concentrés en Hg que les débris de poissons morts). Cependant, pour confirmer cette deuxième hypothèse, il faudrait connaître le taux de perte en Hg, le taux d'ingestion, l'efficacité d'assimilation et le taux de croissance de ces deux espèces. Nos résultats semblent suggérer que chez les macroinvertébrés retrouvés dans le lac Laflamme, seules les sangsues nécrophages en relation avec les carcasses d'achigan présenteraient un risque élevé de contamination en mercure.

### 3.4 Conclusions

Nos résultats semblent indiquer que le mercure issu des poissons en décomposition serait en partie réincorporé dans la biomasse aquatique par nécrophagie. L'augmentation (30 %) de la concentration en mercure dans le premier centimètre des sédiments ne se maintient que durant les 13 premiers jours de décomposition. Au bout de 20 jours, la concentration en mercure diminue et semble retrouver des valeurs initiales. Cette diminution pourrait être le résultat de l'ingestion des débris de poissons (organes internes) par les poissons résidents du lac mais surtout par *Nepheleopsis obscura* (sangsue) retrouvée toujours à proximité des poissons morts dans les sédiments. Cette localisation est expliquée par présence d'une autre sangsue, *Haemopsis* sp., probablement prédatrice de *N. obscura*. De plus, il semblerait que la présence de ces deux espèces de sangsues prédatrices soit un des principaux facteurs responsable de la faible biodiversité observée à proximité des poissons morts. Ces deux espèces de sangsues présentent des concentrations en mercure pouvant être de 100 % à 500 % de fois plus élevées que les concentrations initiales. Il serait intéressant de connaître le temps de demi vie du Hg à l'intérieur de ces invertébrés afin d'évaluer la durée de la période où elles présenteraient un risque élevé en contamination par le Hg pour leurs prédateurs naturels.

## 4. Conclusions générales

En nous basant sur deux cas de mortalité naturelle chez les communautés piscicoles, (1) lors de la mortalité massive du saumon quinnat après le frai, (2) lors de la mortalité annuelle des poissons au sein d'un lac, nous avons observé un transfert de mercure lors de la décomposition des carcasses de poisson. La figure 4.1 illustre de façon schématique les résultats préliminaires obtenus jusqu'à maintenant sur le recyclage de méthylmercure lors de la mortalité massive du saumon quinnat au sein du ruisseau Wilmot. On peut constater que pratiquement tout l'environnement aquatique est enrichi en Hg après le frai

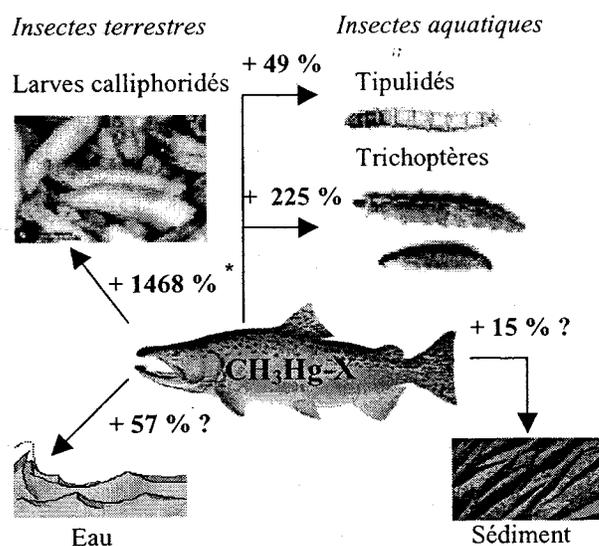


Figure 4.1 Transferts de mercure issu des carcasses de saumon au sein du ruisseau Wilmot. Les flèches représentent le pourcentage d'augmentation de la concentration en Hg total à partir du saumon mort pour les différents compartiments analysés. Le symbole \* indique que les concentrations de référence utilisées pour déterminer le pourcentage d'augmentation des larves calliphoridés sont celles des adultes calliphoridés estimées à  $56 \pm 30$  ng/g (poids sec). ? signifie que compte tenu du côté préliminaire de l'étude, des travaux seront effectués dans le cadre du frai 2001 afin de valider ou réfuter ces pourcentages d'augmentation de Hg.

du saumon quinnat. La figure 4.2, quant à elle, résume les résultats obtenus au sein du lac Laflamme dans un cas de mortalité de poisson non massive. Dans les deux cas, nous constatons que les pourcentages d'augmentation les plus élevés (par rapport aux poissons (figure 4.1) ou par rapport aux concentrations initiales (figure 4.2)) sont observés chez les organismes nécrophages. Cela laisse supposer que le méthylmercure lors de la décomposition des poissons morts est réincorporé en partie dans la biomasse terrestre ou

aquatique par nécrophagie mais à des concentrations deux à quatre fois plus élevées que les concentrations initiales. En milieu lacustre, l'augmentation de la concentration en mercure dans le premier centimètre des sédiments augmente dans les dix premiers jours

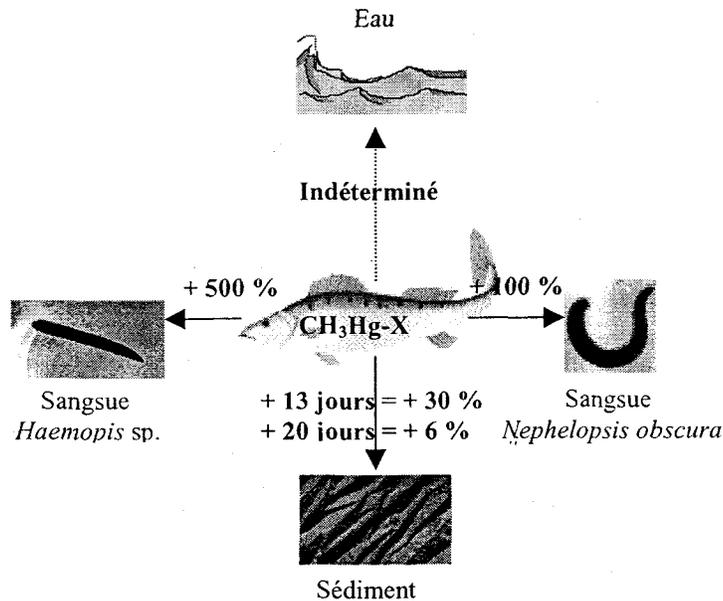


Figure 4.2 Transferts de mercure lors de la mortalité naturelle annuelle des poissons au sein d'un lac. Les flèches représentent les pourcentages d'augmentation par rapport aux concentrations initiales mesurées pour chacun des compartiments. + 13 jours et + 20 jours représentent respectivement, la treizième et la vingtième journée de décomposition des carcasses.

et semble revenir aux concentrations initiales à la fin de la période de décomposition (figure 4.2). Cette diminution (24 %) résulte probablement de l'ingestion des débris de poisson par les invertébrés benthiques détritivores. Dans le ruisseau Wilmot, les carcasses de saumons sont probablement un des principaux facteurs responsables de l'augmentation de la concentration en Hg total dans les sédiments au niveau du site de frai ainsi que de l'augmentation de la concentration aqueuse de Hg total en aval du site de frai (figure 4.1). Enfin, le frai du saumon quinnat constitue une source importante allochtone de nutriments au sein du ruisseau Wilmot.

Cependant, il ne faut pas perdre de vue le caractère exploratoire de ces deux études qui peuvent être considérées, par conséquent, comme des études préliminaires tentant d'expliquer une partie du cycle du mercure encore indéterminée jusqu'à ce jour. Les voies à explorer dans l'avenir sont multiples, et l'on en énumère quelques-unes ci-dessous :

- i) Déterminer les différentes espèces chimiques de Hg lors du recyclage de mercure issu des poissons morts dans l'eau, dans les sédiments et dans les invertébrés nécrophages.
- ii) Déterminer un flux annuel de mercure lors de la mortalité massive du saumon quinnat. Pour cela, nous prévoyons échantillonner avant et après le frai 2001 et comparer ensuite ces futurs résultats avec ceux présentés dans ce mémoire.
- iii) Calculer le rapport isotopique  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  dans les cercles de croissance des arbres bordant le ruisseau Wilmot afin de vérifier si une augmentation dans le rapport est observée après les années 1970 (= date d'ensemencement des saumons quinnat dans le lac Ontario).
- iv) Utiliser des marqueurs télémétriques et les placer dans des carcasses de poisson afin de pouvoir obtenir des informations sur le devenir des poissons morts dans les lacs.
- v) Comparer nos concentrations de Hg mesurées au sein du ruisseau Wilmot après le frai 2000 avec des données recueillies dans des frayères de l'ouest de l'Amérique du nord.

## Références

Adams SM and DeAngelis DL. 1987. Indirect effects of early bass-shad interactions on predator population structure and food web dynamics. In *Predation. Direct and indirect impacts on aquatic communities*; ed. W. Charles Kerfoot and Andrew Sih, 118-131, University Press of New England.

Amyot M, Lean DRS et Doyon MR. 2000. Distribution and transformation of elemental mercury in the St. Lawrence River and Lake Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (suppl. 1), 155-163.

Anderson GS. 1995. Forensic entomology: the use of insects in death investigations : an analysis of forensic entomology cases in British Columbia over a five year period. *Can. Soc. of Forensic Sci. J.*, 28 (4), 277-292.

Anholt B. 1986. Prey selection by the predatory leech *Nephelopsis obscura* in relation to the three alternative models of foraging. *Can. J. Zool.*, 64, 649-655.

Axtell RC. 1999. Poultry integrated pest management: status and future. *Integrated Pest Management Reviews*, 4, 53-73.

Barica J. 1975. Collapse of algal blooms in Prairie Pothole Lakes : their mechanisms and ecological impact. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.*, 19, 606-615.

Barica J, Gibson J et Howard W. 1983. Feasibility of snow clearing to improve dissolved oxygen conditions in a winterkill lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40, 1526-1531.

Baron N. 2000. Salmon trees : a researcher's finding that trees and animals depend on salmon as much as people do has far-reaching implications for British Columbia's forestry and fisheries policies. *Equinox*, 110, 50-59.

Bilby RE, Fransen BR et Bisson PA. 1996. Incorporation of nitrogen and carbon from spawning coho salmon into the trophic system of small streams - evidence from stable isotopes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 164-173.

Bilby RE et Ward JW. 1989. Changes in characteristics and function of woody debris with increasing size of streams in western Washington. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 118, 368-378.

Bisson PA, Nielsen JL et Ward JW. 1988. Summer production of coho salmon stocked in Mount St. Helens streams 3-6 years after the 1980 eruption. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 117, 322-335.

Bloom NS. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 1010-1017.

- Borchardt MA. 1996. Nutrients. In *Algal ecology*. Ed. Stevenson RJ, Bothwell ML and Lowe RL. Academic Press, San Diego, Calif., 183-227.
- Borrer DJ et White RE. 1991. Les insectes de l'Amérique du Nord (au nord du Mexique). Ed. Broquet. Les guides Peterson. 408 pp.
- Brett JR. 1952. Temperature tolerance in young Pacific salmon, genus *Oncorhynchus*. *J. Fish. Res. Board Can.*, 9 (6), 265-323.
- Broenmark C et Malmqvist B. 1986. Interactions between the leech *Glossiphonia complanata* and its gastropod prey. *Oecologia*, 69, 268-276.
- Brönmark C et Hansson LA. 1998. *The Biology of lakes and ponds*. Oxford University Press.
- Brusven MA et Scoggan AC. 1969. Sarcophagous habits of Trichoptera larvae on dead fish. *Entomological news* 80, 103-105.
- Capblancq J. 1995. Production primaire autotrophe. Dans *Limnologie générale*, ed. R. Pourriot et M. Meybeck, 228-252. Masson. Collection d'écologie 25.
- Cederholm CJ et Peterson NP. 1985. The retention of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) carcasses by organic debris in small streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 1222-1225.
- Cederholm CJ, Houston DB, Cole DL et Scarlett WJ. 1989. Fate of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) carcasses in spawning streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, 1347-1355.
- Cederholm CJ, Kunze MD, Murota T et Sibatani A. 1999. Essential contributions of nutrients and energy for aquatic and terrestrial ecosystems. *Fisheries*, 24 (10), 6-15.
- Cederholm CJ, Johnson DH, Bilby RE, Dominguez LG, Garrett AM, Graeber WH, Greda EL, Kunze MD, Marcot BG, Palmisano JF, Plotnikoff RW, Pearcy WG, Simenstad CA et Trotter PC. 2000. Pacific salmon and wildlife - Ecological contexts, relationships, and implications for management. Special edition technical report, prepared for D.H. Johnson and T.A. O'Neil (Manag. Dirs.), wildlife-habitat relationships in Oregon and Washington. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, WA, 138 pp.
- Clarkson TW. 1976. Exposition au méthylmercure dans les réservoirs Grassy Narrows et White dog. Rapport provisoire. Ministère de la Santé et du Bien-Etre social, Toronto, ON, 51-58.
- Clarkson TW. 1990. Human health risks from methylmercury in fish. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9, 821-823

Compeau GC et Bartha R. 1985. Sulfate-reducing bacteria : principle methylators of mercury in anoxic estuarine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 50, 498-502.

Cossa D et Martin JM. 1991. Mercury in the Rhône delta and adjacent marine areas. *Mar. Chem.*, 36, 291-302.

Dahl J. 1998. The impacts of vertebrate and invertebrate predators on a stream benthic community. *Oecologia*, 117, 217-226.

D'Arcy P. 1993. Relations entre les propriétés du bassin versant, la morphométrie du lac et la qualité de l'eau. Mémoire de maîtrise. INRS-Eau, Université du Québec. 74 pp.

Davies RW et Gates TE. 1991. Intra- and interspecific differences in the response of two lentic species of leeches to seasonal hypoxia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48, 124-1127.

Davies RW, Singhal RN et Wicklum DD. 1995. Changes in reproductive potential of the leech *Nephepopsis obscura* (Erpobdellidae) as biomarkers for cadmium stress. *Can. J. Zool.*, 73, 2192-2196.

Ellis RJ. 1970. *Alloperla* stonefly nymphs : predators or scavengers on salmon eggs and alevins ? *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99, 677-683.

Essington TE, Hodgson JR, et Kitchell JF. 2000. Role of satiation in the functional response of a piscivore, largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57, 548-556.

Fitzgerald WF, Engstrom DR, Mason RP et Nater EA. 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 1-12.

Fitzgerald WF et Mason RP. 1997. Biogeochemical cycling of mercury in the marine environment. *Metal Ions Biol. Syst.*, 34, 53-111.

Gerdeaux D, 1995. Croissance et dynamique des populations de poissons. Dans *Limnologie générale*, ed. R. Pourriot et M. Meybeck, 389-402. Masson. Collection d'écologie 25.

Gill GA et Bruland KW. 1990. Mercury speciation in surface freshwater systems in California and other areas. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1392-1400.

Gilmour CC et Henry EA. 1991. Mercury methylation in aquatic system affected by acid deposition. *Environ. Pollut.*, 71, 131-169.

Gilmour CC, Henry EA et Mitchell, R. 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 26, 2281-2287.

Ginsberg D et Burch J. 1998. Natural history of leeches (Annelida : Hirudinea).  
<http://www-personal.umich.edu/~davegins/leech.html>

- Gobeil C, MacDonald RW et Smith JN. 1999. Mercury profiles in sediments of the Arctic Ocean basins. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 4194-4198.
- Golburt V, Sabban BA et Kleinhaus AL. 1994. Serotonin depletion inhibits feeding in carnivorous leeches (*Haemopsis*). *Behavioral and Neural Biology*, 61, 47-53.
- Grieb TM, Driscoll SP, Gloss SP, Schofield CL, Bowie GL et Porcella DB. 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9, 919-930.
- Hall GEM et Pelchat P. 1997. Evaluation of a direct solid sampling atomic absorption spectrometer for the trace determination of mercury in geological samples. *Analyst*, 122, 921-924.
- Hansen K. 1999. Correlation is not causation : a case study of fisheries, trophic state and acidity in Florida (U.S.A.) lakes. *Environ. Pollut.*, 106, 1-4.
- Hobischak NR et Anderson GS. 1999. Freshwater-related death investigations in British Columbia in 1995-1996. A review of coroners cases. *Can. Soc. Forens. Sci.*, 32, 97-106
- Hudson RJM, Gherini SA, Fitzgerald WF et Porcella DB. 1994. Anthropogenic influences on the global mercury cycle : a model-based analysis. *Water Air Soil Pollut.*, 80, 265-272.
- Hurley JP, Watras CJ et Bloom NS. 1991. Mercury cycling in a northern Wisconsin lake: the role of particulate matter in vertical transport. *Water Air Soil Pollut.*, 56, 543-551.
- Hyatt KD et Stockner JG. 1985. Responses of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) to fertilization of British Columbia coastal lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 320-331.
- Hynes HBN. 1970. The ecology of running waters. University of Liverpool Press. Liverpool, England. 555 pp.
- INRS-Eau. Méthode CO 410.2. Carbone organique dans les eaux interstitielles par analyseur de carbone organique total (Shimadzu TOC-5000A). Québec, QC.
- Järvalt A, 1998. Estimation of fishing mortality and abundance of pikeperch *Stizostedion lucioperca* in lake Vortsjärg, Estonia, by virtual population analysis. *Limnologica*, 28, 109-113.
- Johnson JH et Ringler NH. 1979. The occurrence of blow fly larvae (Diptera : Calliphoridae) on salmon carcasses and their utilization as food by juvenile salmon and trout. *Great Lakes Entomol.*, 12, 137-140.
- Johnson NT, Perrin CJ, Slaney PA et Ward BR. 1990. Increased juvenile growth by whole-river fertilization. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 862-872.

Johnston NT, MacDonald JS, Hall KJ et Tschaplinski PJ. 1997. A preliminary study of the role of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) carcasses as carbon and nitrogen sources for benthic insects and fishes in the early Stuart stock spawning streams, 1050 km from the ocean. *Fisheries Project Report*, No. RD55, Fisheries Branch, Ministry of Environment, Lands, and Parks, BC.

Juday C, Rich WH, Kemmerer GI et Mean A. 1932. Limnological studies of Karluk Lake, Alaska 1926-1930. *Bulletin of the U. S. Bureau of Fisheries*, 47, 407-436.

Kazimirova M et Ortel J. 2000. Metal accumulation by *Ceratitis capitata* (Diptera) and transfer to the parasitic wasp *Coptera occidentalis* (Hymenoptera). *Environmental Toxicol. and Chem.*, 19, 1822-1829.

Kelly JF. 2000. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Can. J. Zool.*, 78, 1-27.

Kline TC, Goering JJ et Piorkowski RJ. 1997. The effect of salmon carcasses on Alaskan freshwaters. Adams SM, DeAngelis DL. 1997. In *Freshwaters of Alaska-Ecological Synthesis*; ed. Alexander M. Milner and Mark W. Oswood, 179-205, Springer.

Kline TC, Goering JJ, Mathisen OA et Poe PH. 1990. Recycling of elements transported upstream by runs of Pacific Salmon- $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{N}$  evidence in Sashin Creek, southeastern Alaska, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 136-144.

Koski KV. 1966. The survival of coho salmon (*O. kisutch*) from egg deposition to emergence in three Oregon coastal streams. M.Sc. thesis. Oregon state University, Corvallis.

Koski KV. 1975. The survival and fitness of two stocks of chum salmon (*O. keta*) from egg deposition to emergence in a controlled-stream environment at Big Beef. Ph.D. dissertation. University of Washington, Seattle, WA.

Kyle GB, Koenings JP et Edmunsson JA. 1997. An overview of Alaska lake-rearing salmon enhancement strategy : nutrient enrichment and juvenile stocking. In *Freshwater of Alaska : ecological syntheses*. Ed. Miller AM and Oswood MW. Springer-Verlag, New-York, 205-227.

Lalonde JD, Chapleau F, Brind'Amour A et Ridgway LL. 1999. Les métaux (Mn, Cu, Cd, Zn et Hg) des meuniers noirs (*Catostomus commersoni*) et des grands brochets (*Esox lucius*) de l'amont et de l'aval du barrage Moses-Saunders sur le fleuve Saint-Laurent près de Cornwall (Ontario) et Massena (New York). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56, 2240-2247

Lanka RP, Hubert WA et Wesche TA. 1987. Relations of geomorphology to stream habitat and trout standing stock in small Rocky Mountain streams. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 116, 21-28.

Lapointe MF, Peterman RM et MacCall AD. 1989. Trends in fishing mortality rate along with errors in natural mortality rate can cause time trends in fish stock abundances estimated by virtual population analysis (VPA). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, 2129-2139.

Larkin GA et Slaney PA. 1997. Implications of trends in marine-derived nutrient influx to south coastal British Columbia salmonid production. *Fisheries*, 22, 16-24.

Latif MA, Johnston TA et Fudge RJP. 2001. Effects of environmental and maternally derived methylmercury on the embryonic and larval stages of walley (*Stizostedion vitreum*). *Environ. Pollut.*, 111, 139-148.

Lebrasseur RJ, McAllister CD, Baraclough WE, Kennedy OD, Manzer J, Robinson D et Stephens K. 1978. Enhancement of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) by lake fertilization in Great Central Lake, summary report. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35, 1580-1596.

Lucotte M, Schetagne R, Thérien N, Langlois C et Tremblay A. 1999. Mercury in the biogeochemical cycle. Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec. Ed. R. Allan, U. Förstner, W. Salomons. Springer 334 pp.

Lyon WF. 2000. Entomology: domestic flies.  
<http://www.ag.ohiostate.edu/~ohioline/hyg-fact/2000/2111.html>

Mathisen OA, Parker PL, Goering JJ, Kline TC, Poe PH et Scalan RS. 1998. Recycling of marine elements transported into freshwater systems by anadromous salmon. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 23, 2249-2258.

Mathias JA et Barica J. 1980. Factors controlling oxygen depletion in ice-covered lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 185-194.

Mason RP, Fitzgerald WF et Morel FMM. 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 3191-3198.

McAlpine JF. 1987. Piophilidae. In *Manual of Nearctic Diptera, Volume 2*. Ed. J. F. McAlpine. Monograph No.28, 845-857, Research Branch, Agriculture Canada, Ottawa, Ontario.

Meili M, Iverfeldt A et Hakanson L. 1991. Mercury in the surface water of Swedish forest lakes - concentrations, speciation and controlling factors. *Water Air Soil Pollut.*, 56, 719-727.

MEO. 1999. Guide de consommation du poisson gibier de l'Ontario 1999-2000. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. Ministère de l'Environnement, Toronto, ON, 197 pp.

Merritt RW, Cummins KW et Burton TM. 1984. The role of aquatic insects in the processing and cycling of nutrients, p. 134-136. Ed. V. H. Resh and D. M. Rosenberg. In *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers. New York, NY.

Merritt RW et Cummins KW. 1996. An introduction to the aquatic insects of north America. Third edition. Ed. R.W. Merritt and K.W. Cummins. Kendall/Hunt publishing Company, 862 pp.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 1986. Tissus biologiques. Détermination du mercure, méthode automatisée par photométrie UV formation de vapeur., 14 pp.

Mills EL, Forney JL et Wagner KJ. 1987. Fish predation and its cascading effect on the Oneida Lake food chain. In *Predation. Direct and indirect impacts on aquatic communities*; ed. W. Charles Kerfoot and Andrew Sih, 118-131, *University Press of New England*.

Minshall GW, Hitchcock E et Barnes JR. 1991. Decomposition of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) carcasses in a forest stream ecosystem inhabited only by nonanadromous fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48,191-195.

Morel FMM, Kraepiel AML et Amyot M. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29, 543-566.

Mossman AS. 1958. Selective predation of glaucous-winged gulls upon adult red salmon. *Ecology*, 39, 482-486.

Moyle P. 1966. Feeding behavior of glaucous-winged gulls on an Alaskan salmon stream. *Wilson Bulletin* 78, 175-190.

Munn MD, Black RW, Haggland AL, Hummling MA et Huffman RL. 1999. An assessment of stream habitat and nutrients in the Elwha River basin: implications for restoration. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4423. Tacoma, WA, 38 pp.

Munthe J. 1992. The aqueous oxidation of elemental mercury by ozone. *Atmos. Environ.*, 26A, 1461-1468

Munthe J et McElroy WJ. 1992. Some aqueous reactions of potential importance in the atmospheric chemistry of mercury. *Atmos. Environ.*, 26A, 553-557.

Nicola SJ. 1966. The relationship of *Alloperla* nymphs to incubating pink (*O. gorbuscha*) and chum (*O. keta*) salmon eggs, alevins, and pre-emergent fry in a southeastern Alaska stream. M.Sc. thesis. University of Washington, Seattle, WA.

Nriagu JO. 1983. Rapid decomposition of fish bones in Lake Erie sediments. *Hydrobiologia*, 106, 217-222.

Panchout F. 1999. Développement holométabole.

[http://insectes.free.fr/Physiologie/Developpement/Metamorphose\\_du\\_papillon.htm](http://insectes.free.fr/Physiologie/Developpement/Metamorphose_du_papillon.htm)

Papst MH, Mathias JA et Barica J. 1980. Relationship between thermal stability and summer depletion in a prairie pothole lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 1433-1438.

Peterson BJ, Deegan L, Helfrich J, Hobbie JE, Hullar M, Moller B, Ford TE, Hershey A, Hiltner A, Kipphut G, Lock MA, Fiebig DM, McKinley V, Miller MC, Vestal JR, Ventullo R et Volk G. 1993. Biological responses of an arctic river to fertilization. *Ecology*, 74, 653-672.

Phillips DW. 1977. Avoidance and escape response of the gastropod mollusc *Olivella biplicata* to predatory asteroids. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 28, 77-86.

Porcella, DB. 1994. Mercury in the environment: Biogeochemistry. In *Mercury Pollution-Integration and Synthesis*, ed. CJ Watras, JW Huckabee, pp.3-19, Boca Raton, FL : CRC.

Pourriot R et Meybeck M. 1995. Zonation physique, chimique et écologique dans les lacs. Dans *Limnologie générale*, ed. R. Pourriot et M. Meybeck, 404-410. Masson. Collection d'écologie 25.

Prahacs SM et Hall KL. 1996. Leeches as *in situ* biomonitors of chlorinated phenolic compounds. Part 1: Laboratory investigations. *Wat. Res.*, 30, 2293-2300.

Rada RG, Wiener JG, Winfrey MR et Powl DE. 1989. Recent increases in atmospheric deposition of mercury to north-central Wisconsin lakes inferred from sediment analyses. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 18, 175-180.

Ramade F. 1979. Écotoxicologie. Collection d'écologie 9. 2<sup>e</sup> édition. Masson éditeur. Paris. 228 pp.

Rasmussen PE. 1994. Current methods of estimating atmospheric mercury fluxes in remote areas. *Environ. Sci. Technol.*, 28, 2233-2241.

Redfield AC. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Amer. Scient.*, 46, 205-221.

Reimchen TE. 1994. Further studies of predator and scavenger use of chum salmon in stream and estuarine habitats at Bag Harbour, Gwaii Haanas. Technical report prepared for Canadian Parks Service. Queen Charlotte City, BC.

Reimchen TE. 2000. Some ecological and evolutionary aspects of bear-salmon interactions in coastal British Columbia. *Can. J. Zool.*, 78, 448-457.

- Ricker, WE. 1945. Natural mortality among Indiana bluegill sunfish. *Ecology*, 26, 111-121.
- Schenau SJ et De Lange GJ. 2000. A novel chemical method to quantify fish debris in marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 45, 963-971.
- Schneider JC. 1997. Fate of dead fish in a small lake. *Am. Midl. Nat.* 140, 192-196.
- Schuldt JA et Hershey AE. 1995. Effect of salmon carcass decomposition on Lake Superior tributary streams. *J. N. Amer. Benthol. Soc.*, 14 (2), 259-268.
- Scott WB et Crossman EJ. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin 184. Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa, ON, 1026 pp.
- Shewell GE. 1987. Calliphoridae. In *Manual of Nearctic Diptera, Volume 2*. Ed. J. F. McAlpine. Monograph No.28, 1133-1145, Research Branch Agriculture Canada, Ottawa, ON.
- Sih A. 1987. Predators and prey lifestyles : an evolutionary and ecological overview. In *Predation. Direct and indirect impacts on aquatic communities*; ed. W. Charles Kerfoot and Andrew Sih, 118-131, *University Press of New England*.
- Slaney P, Ashley K, Wightman C, Ptolemy R et Zaldokas D. 1994. Low-level fertilization as a habitat management option for nutrient deficient trout streams in British Columbia. In *Proceedings of the 9<sup>th</sup> International Trout stream Habitat Improvement Workshop*, 8-9 September 1994, Calgary, AB.
- Smith RL. 1990. Freshwater ecosystem. In *Ecology and field biology*. Fourth edition. Ed. Smith RL. Harper and Row, Publishers 32, 833-878
- Sobczak WV. 1996. Epilithic bacterial responses to variations in algal biomass and labile dissolved organic carbon during biofilm colonization. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15, 143-154.
- Spencer CN , McClelland BR et Stanford JA. 1989. Shrimp stocking, salmon collapse and eagle displacement : cascading interactions in the food web of a large aquatic ecosystem. *BioScience*, 41, 14-21.
- Spry DJ et Wiener JG. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes : a critical review. *Environ. Pollut.*, 71, 243-304.
- Stanfield LW, Jones ML et Bowlby JM. 1993. A conceptual framework for Atlantic salmon restoration in Lake Ontario. Ontario Ministry of Natural Ressources, Port-Hope, ON, 29 pp.

Stewart TJ, Savoie PJ et Bowly JN. 1990. Salmonid angler survey of the western and central basins of Lake Ontario, 1989. Lake Ontario Committee Annual Meeting (Minutes). March 28-29, 1990. Great Lakes Fish. Comm. Appendix V, 329-343.

Stockner JG et MacIsaac EA. 1996. British Columbia lake enrichment programme : two decades of habitat enhancement for sockeye salmon. *Regul. Rivers Res. Manage*, 12, 547-561.

Stoerkeby M. 2000. Estimating time of death with forensic entomology.  
[http://www.uio.no/~mostarke/forensic\\_entomol\\_pmi.shtml](http://www.uio.no/~mostarke/forensic_entomol_pmi.shtml)

Swain EB, Engstrom DR, Brigham ME, Henning TA et Brezonik PL. 1992. Increasing rates of atmospheric mercury deposition in midcontinental North America. *Science*, 257, 784.

Tagart JV. 1976. The survival from egg deposition to emergence of coho salmon in the Clearwater River, Jefferson County, Washington. M.Sc thesis. University of Washington, Seattle, WA.

Tremblay A. 1999. Bioaccumulation of mercury and methylmercury in invertebrates from Boreal Lakes. *In Mercury in the biogeochemical cycle. Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec*. p. 89-113. Ed. R. Allan, U. Förstner, W. Salomons. Springer 334 pp.

U.S. EPA. 1993a. Méthode 300.0. Determination of inorganics anions by ion chromatography. Revision 2.1.

U.S. EPA. 1983. Methods for chemical analysis of water and wastes.. EPA-660/4-79-020.

U.S. EPA. 1993b. Méthode 365.1. Methods for chemical analysis of water and wastes. EPA-600/R-93-100.

U.S. EPA. 1998. Mercury in water by oxidation, purge and trap, and CVAFS. U.S. EPA. DC 20460. Washongton, DC.

U.S. EPA. 1990. Méthode 7471A. Test methods for evaluating solid waste (SW-846). Rev. 1, Nov. 1990. Office of solid Wastes, Washington, DC.

Van Loon LL, Mader EA et Scott SL. 2001. Sulfite stabilization and reduction of the aqueous mercury ion : kinetic determination of sequential formation constants. *J. Phys. Chem. A*, 105, 3190-3195.

Ward BR and Slaney PA. 1988. Life history and smolt-to-adult survival of Keogh River steelhead trout (*Salmo gairdneri*) and the relationship to smolt size. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45, 1110-1122.

Warren CE, Wales JH, Davis GE et Doudoroff P. 1964. Trout production in an experimental stream enriched with sucrose. *J. Wildl. Manage.*, 28, 617-660.

Watras CJ et Bloom NS. 1992. Mercury and methylmercury in individual zooplankton - implication for bioaccumulation. *Limnol. Oceanogr.*, 37, 1313-1318.

Watras CJ et Huckabee JW. 1994. Foreword. In *Mercury Pollution-Integration and Synthesis*, ed. CJ Watras, JW Huckabee, 1-2, Boca Raton, FL : CRC.

Watras CJ, Morrison KA, Host JS et Bloom NS. 1995. Concentration of mercury species in relationship to other site-specific factors in the surface waters of northern Wisconsin lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 40, 556-565.

Wiggings GB. 1978. Larvae of the North America caddisfly genera (Trichoptera). Ed. Glenn B. Wiggings. University of Toronto press, 401 pp.

Wipfli MS. 1997. Terrestrial invertebrates as salmonid prey and nitrogen sources in streams : contrasting old-growth and young-growth riparian forests in southeastern Alaska, U.S.A. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 1259-1269.

Wipfli MS, Hudson J et Caouette J. 1998. Influence of salmon carcasses on stream productivity: response of biofilm and benthic macroinvertebrates in southeastern Alaska, U.S.A. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55, 1503-1511.

Wong AHK; McQueen DJ, Williams DD et Demers E. 1997. Transfer of mercury from benthic invertebrates to fishes in lakes with contrasting fish community structures. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 1320-1330.