

Université de Montréal

Contamination en mercure et en méthyl mercure des organismes aquatiques de
38 lacs du bouclier canadien dont le bassin versant a été perturbé par la coupe
à blanc ou le feu de forêt

par

Edenise Garcia

Département de sciences biologiques

Faculté des arts et des sciences

Thèse présentée à la Faculté des études supérieures

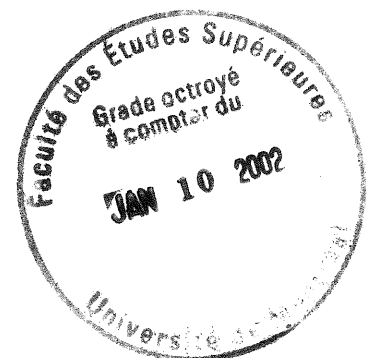
en vue de l'obtention du grade de

Philosophiæ Doctor (Ph.D.)

en sciences biologiques

Juin 2001

©Edenise Garcia



QH

302

U54

2002

v. 004

7

0

U

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Cette thèse intitulée:

Contamination en mercure et en méthyl mercure des organismes aquatiques de
38 lacs du bouclier canadien dont le bassin versant a été perturbé par la coupe
à blanc ou le feu de forêt

présentée par:

Edenise Garcia

a été évaluée par un jury composé des personnes suivantes:

Bernadette Pinel-Alloul.....présidente du jury
Richard Carignan.....directeur de recherche
Gilbert Cabana.....membre du jury
David Lean.....examineur externe
François Courchesne.....représentant du doyen

Thèse acceptée le: 27 novembre 2001

SOMMAIRE

Les bassins versants constituent une source potentielle de mercure pour les lacs en raison de l'affinité de ce métal envers les substances humiques du sol. Les perturbations telles que le feu et la coupe forestière entraînent la modification de la couche organique superficielle du sol et peuvent donc influencer la mobilisation du mercure vers les milieux aquatiques adjacents. Le but de cette thèse a été de déterminer et comparer les concentrations en Hg dans les organismes aquatiques de 38 lacs du Bouclier canadien dont le bassin versant avait été coupé ou brûlé par des feux de forêt naturels, ou n'avait pas été perturbé. Pour ce faire, nous avons étudié le zooplancton (premier chapitre), les invertébrés benthiques de la zone littorale (deuxième chapitre), une espèce de poisson piscivore, le grand brochet (*Esox lucius*) (troisième chapitre) et plusieurs espèces de poisson occupant différentes positions trophiques (quatrième chapitre).

Les concentrations en MeHg des invertébrés benthiques (Amphipoda, Ephemeroptera, Trichoptera et Odonata) récoltés quatre ans après les perturbations n'ont pas différencié significativement parmi les trois groupes de lacs. Par contre, des invertébrés benthiques de quatre lacs coupés pendant notre étude ont systématiquement présenté les teneurs en MeHg les plus élevées. Des corrélations positives ont été observées entre les teneurs en MeHg chez les invertébrés benthiques et le Hg total chez la perchaude et le brochet.

Chez les poissons, les teneurs en Hg ont été plus élevées dans les lacs coupés par rapport aux autres deux groupes de lacs, indépendamment de la position trophique occupée. Cependant, les différences entre les lacs brûlés et de référence n'étaient pas significatives. Les mêmes tendances ont été

observées par rapport au méthylmercure (MeHg) chez le zooplancton un, deux ou trois ans suivant les perturbations.

Chez le zooplankton, des variations saisonnières ont été constatées: les teneurs en MeHg ont été les plus basses à la fin du printemps, atteignant un maximum au milieu de l'été, quand la méthylation bactérienne était probablement la plus intense, et diminuant au début de l'automne.

Des facteurs reliés à la méthylation et au transfert du Hg vers les lacs (carbone organique dissous – COD, pH, sulfate, température) ont expliqué les variations des concentrations en Hg chez les organismes étudiés. Les teneurs en Hg ont été aussi fortement corrélées à la position trophique des poissons. Une bioamplification du Hg au long de la chaîne trophique a été observée dans les trois groupes de lacs. Les concentrations en Hg dans la majorité des populations de poissons piscivores des lacs coupés ont dépassé la limite pour la consommation humaine définie par l'Organisation Mondiale de la Santé ($0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids humide).

✕ Des corrélations positives entre les concentrations en Hg/MeHg dans les différents organismes étudiés et le rapport entre la superficie déboisée et le volume du lac récepteur ont été observées. Ces résultats indiquent que l'exploitation forestière, en augmentant l'apport de COD vers les lacs, peut interférer avec le cycle naturel du Hg des bassins versants et intensifier l'accumulation de ce métal dans les organismes aquatiques.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE	iii
TABLE DE MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES FIGURES	xi
DÉDICACE	xv
REMERCIEMENTS	xvi
INTRODUCTION	1
1.1. Le Hg dans le milieu terrestre	2
1.2. Les effets des perturbations des bassins versants sur la qualité des eaux des lacs	5
1.3. Le Hg dans le milieu aquatique : spéciation et interaction avec les variables environnementales	6
1.4. Assimilation du Hg par la biote aquatique : bioconcentration, bioaccumulation et bioamplification	8
1.3 Facteurs interférant sur la bioaccumulation du Hg	11
1.5.1 Facteurs environnementaux	11
1.5.1.1 pH	11
1.5.1.2 COD	11
1.5.1.3 Température	12
1.5.1.4 Calcium	13
1.5.1.5 Autres variables environnementales	13
1.5.2 Facteurs écologiques	14
1.5.2.1 Productivité	14

1.5.2.2	Position trophique	14
1.5.3	Facteurs physiologiques	16
1.5.3.1	Longueur	17
1.5.3.2	Poids	17
1.5.3.3	Âge	18
1.5.3.4	D'autres variables physiologiques	18
1.6	Objectifs de cette étude	19
1.7	Carte du territoire d'étude	22

CHAPITRE 1

Methyl mercury accumulation in zooplankton from Shield lakes impacted by fire or forest harvesting: a three-year study	23
--	----

CHAPITRE 2

Methyl mercury in benthic invertebrates from Boreal Shield lakes impacted by wildfire or forest harvesting	56
--	----

CHAPITRE 3

Hg concentrations in northern pike (<i>Esox lucius</i>) from boreal lakes with logged, burned or undisturbed catchments	89
---	----

CHAPITRE 4

Mercury accumulation in fish from Shield lakes impacted by fire or forest harvesting	121
--	-----

DISCUSSION GÉNÉRALE	165
---------------------	-----

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE	171
ANNEXE 1 - Tableau des données brutes des poissons échantillonnés en 1996 ou 1997 dans les 38 lacs étudiés	xviii
ANNEXE 2 - Tableau des données brutes des poissons échantillonnés en 1998 dans 11 des 38 lacs étudiés	xlii
ANNEXE 3 - Tableau des données brutes des invertébrés benthiques échantillonnés en 1999 dans les 38 lacs étudiés	lvii
ANNEXE 4 - Tableau des données brutes de la taxonomie et de la biomasse relative du macrozooplankton récolté en 1997 et en 1998 dans les 38 lacs étudiés	lxiv

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 1

- Tableau 1.** Relative biomass of macrozooplankton feeding groups in cut, burnt and reference lakes from 1996 to 1998 . 30
- Tableau 2.** Pearson correlation coefficients observed between mean MeHg levels in zooplankton in 1996, 1997 and 1998 and chemical and morphometric variables 42
- Tableau 3.** Multiple regression models of yearly averages of MeHg in zooplankton and environmental variables for cut (1), burnt (2) and reference lakes (3) 45

CHAPITRE 2

- Tableau 1.** Median MeHg concentrations, $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in benthic invertebrates from 2-year cut, 4-year cut, burnt and reference lakes 64
- Tableau 2.** Biomagnification factors (BMF) of MeHg and variations in $\delta^{15}\text{N}$ ($\Delta^{15}\text{N}$) between trophic levels for Ephemeroptera (Ephe), Odonata (Odo), 135-mm perch and 560-mm pike from 7 study lakes. C-lakes, cut lakes; N-lakes, reference lakes, F-lakes, burnt lakes 78

CHAPITRE 3

- Tableau 1.** Regression equations between total mercury ($\mu\text{g.g d.w}^{-1}$) and total length (TL, mm) or weight (W, grams) of northern pike 97
- Tableau 2.** Mercury concentrations in 560-mm pike (Hg), pike trophic position (Δ) and mercury levels normalized to trophic position (Hg/Δ) and % of disturbance in all study lakes (N= 19) 99

Tableau 3. Physical, chemical and morphometric characteristics of the study lakes and of their catchments	103
Tableau 4. Pearson correlation coefficients observed between log Hg concentrations in 560-mm northern pike and environmental and biological characteristics of the study lakes and watersheds (N = 19)	105
Tableau 5. Multiple regression models for Hg concentrations in northern pike ($\mu\text{g}\cdot\text{g dry weight}^{-1}$)	108

CHAPITRE 4

Tableau 1. Average morphometric, chemical and physical characteristics of the study lakes and their catchments in 1996-1997	131
Tableau 2. Average morphometric, chemical and physical characteristics of the study lakes and of their catchments in 1998	133
Tableau 3. Nitrogen and carbon isotopic composition of benthic and fish from the study lakes collected between 1996 and 1999	135
Tableau 4. Hg concentrations (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) in fish of standard lengths, fish trophic position (Λ), sampled fish (Sp) and other fish species (other spp.) present in lakes sampled in 1996/1997. BT = brook trout (<i>Salvelinus fontinalis</i>), CY = minnows (<i>Cyprinus</i> spp), GS = golden shiners (<i>Notemigonus crysoleucas</i>), LO = burbot (<i>Lota lota</i>), LT = lake trout (<i>Salvelinus namaycush</i>), NP = northern pike (<i>Esox lucius</i>), PD = pearl dace (<i>Semotilus margarita</i>), PE = yellow perch (<i>Perca flavescens</i>), WA = walleye (<i>Stizostedion vitreum</i>), WF = lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>), WS = white sucker (<i>Catostomus commersoni</i>)	140
Tableau 5. Regression equations for the relationship between Log_eHg and fish trophic position for logged ($N = 9$), burnt ($N = 7$), partially burnt ($N = 2$) and reference lakes ($N = 19$) in two sample periods	146
Tableau 6. Between-treatment differences in the y -intercept (Δy) of the regressions of Log_eHg on trophic position for fish from logged, burnt, partially	

burnt and reference lakes collected in 1996/1997 or 1998. Values of Δy were estimated assuming equal slopes (0.77 ± 0.09 in 1996/1997 and 0.95 ± 0.18 in 1998). ΔHg corresponds to exponential values of Δy and indicates between-treatment differences in Hg in fish of a given trophic position 147

Tableau 7. Pearson correlation coefficients observed for log Hg concentrations in fish populations from cut (C), burnt (F) and reference (R) lakes sampled in 1997 or 1998 148

Tableau 8. Hg concentrations (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) in fish of standard lengths, fish trophic position (Δ), sampled fish (Sp) and other fish species (other spp.) present in lakes sampled in 1998. BT = brook trout (*Salvelinus fontinalis*), CY = minnows (*Cyprinus* spp), GS = golden shiners (*Notemigonus crysoleucas*), LO = burbot (*Lota lota*), LT = lake trout (*Salvelinus namaycush*), NP = northern pike (*Esox lucius*), PD = pearl dace (*Semotilus margarita*), PE = yellow perch (*Perca flavescens*), RS = rainbow smelt (*Osmerus mordax*), WA = walleye (*Stizostedion vitreum*), WF = lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), WS = white sucker (*Catostomus commersoni*) 150

LISTE DES FIGURES

INTRODUCTION

Figure. 1. Territoire d'étude 22

CHAPITRE 1

Figure. 1. Trends in: (a) MeHg levels in zooplankton, (b) DOC concentrations, (c) epilimnetic water temperature, and (d) runoff in late spring, mid and late summer from 1996 to 1998. Arrows and asterisks indicate significantly higher levels in cut lakes in comparison with reference and burnt lakes, respectively 32

Figure 2. Average MeHg concentrations in zooplankton from cut (open bars, $N = 9$), burnt (black bars, $N = 9$) and reference lakes (gray bars, $N = 20$) for the first three years following disturbances. Error bars represent 95% confidence intervals. Different letters indicate mean differences (ANOVA or RMA, $p < 0.05$) 36

Figure 3. Relationships between MeHg in macrozooplankton (from 1996 to 1998) and (A) harvested surface area to lake volume ratio, and (B) burnt surface area to lake volume ratio 39

Figure 4. Relationships between MeHg in macrozooplankton and DOC concentrations in cut (C), burnt (F), and reference (R) lakes for 1996, 1997 and 1998 41

Figure 5. Box plot showing median values with the 25th and 75th and the 5th and 95th percentiles of annual average concentrations of DOC in reference (open boxes, $N = 17$), cut (hatched boxes, $N = 7$), and burnt lakes (cross-hatched boxes, $N = 9$). The tick horizontal lines indicate between-treatment differences for a given year; boxes with different levels are significantly different. Arrows on top of the box indicate significant increasing or decreasing trends compared with the reference group (paired RMA) 44

CHAPITRE 2

Figure 1. Box plots showing median values with the 25th and 75th and the 5th and 95th percentiles of MeHg concentrations in benthic invertebrates from 2-year cut, 4-year cut, burnt and reference lakes. Black squares represent MeHg in one 2-year cut lake 66

Figure 2. Least-squares linear regression between MeHg in Amphipoda and DOC export rates ($r = 0.82$, $p = 0.002$, $N = 11$) 68

Figure 3. Mean $\delta^{15}\text{N}$ vs. mean $\delta^{13}\text{C}$ for Amphipoda ($N = 11$), Trichoptera ($N = 19$), Ephemeroptera ($N = 27$) and Odonata ($N = 33$) from the study lakes. Error bars represent 95% confidence intervals on the mean 70

Figure 4. Mean $\delta^{15}\text{N}$ vs. mean $\delta^{13}\text{C}$ for benthic invertebrates from 2-year cut (solid circles), 4-y cut (open circles), burnt (triangle) and reference lakes. Error bars represent 95% confidence intervals on the mean 72

Figure 5. Relationship between MeHg and $\delta^{15}\text{N}$ of benthic invertebrates from logged, burnt and reference lakes ($r = 0.59$, $p < 0.0001$, $N = 89$ benthic invertebrate samples). A, Amphipoda ($N = 11$); E, Ephemeroptera ($N = 27$); T, Trichoptera ($N = 18$); O, Odonata ($N = 33$) 75

Figure 6. Relationships between total Hg concentrations in fish and MeHg concentrations in benthic invertebrates, expressed on a dry weight basis for: A) 135-mm yellow perch and Ephemeroptera ($r = + 0.93$, $p = < 0.01$, $N = 7$). B) 135-mm yellow perch and Odonata ($r = + 0.71$, $p < 0.05$, $N = 9$). C) 560-mm northern pike and Odonata ($r = + 0.76$, $p < 0.05$, $N = 8$) 77

Figure 7. Box plots showing median values with the 25th and 75th and the 5th and 95th percentiles of annual average DOC concentrations of cut lakes. Arrows on top of the box indicate significant decreasing trends with time compared (paired RMA) 80

Figure 8. Box plots showing median values with the 25th and 75th and the 5th and 95th percentiles of annual average (A) NH_4^+ , (B) NO_3^- and (C) total N

concentrations in reference (open boxes), cut (hatched boxes), and burnt lakes (cross-hatched boxes) 85

CHAPITRE 3

Figure 1. Box plots showing median, 10th, 25th, 75th and 90th percentiles of Hg in 560-mm pike, expressed on a dry weight basis, from logged ($N = 4$), burned ($N = 7$) and reference lakes ($N = 8$). Letters on top of the boxes indicate between treatment differences: boxes with different letters are significantly different (Wilcoxon-Mann-Whitney test, $p < 0.01$) 100

Figure 2. Relationship between Hg concentrations in 560 mm-pike and methyl mercury concentrations in zooplankton, expressed on a dry weight basis ($r = 0.79$, $p = 0.0000$, $N = 19$ lakes). L = logged lakes ($N = 4$); B = burned lakes ($N = 7$); R = reference lakes ($N = 8$) 107

Figure 3. Temporal trends in levels of Hg in 560-mm northern pike (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) from two logged (C2 and C9), two burned (FP24 and FBP 10) and three reference lakes (N55, N63 and N107) sampled twice: in 1996 (black +) or in 1997 (black ++) and in 1998 (hachured). Bars represent standard error of estimated Hg for 560-mm pike 112

CHAPITRE 4

Figure 1. $\delta^{15}\text{N}$ vs. $\delta^{13}\text{C}$ for primary consumers from the 38 study lakes (solid line) and from Vander Zanden and Rasmussen study (1999) (dotted line) 128

Figure 2. Average trophic position of fish collected in 1996/1997 in the 38 lakes. Error bars correspond to confidence intervals. BT = brook trout (*Salvelinus fontinalis*), LO = burbot (*Lota lota*), LT = lake trout (*Salvelinus namaycush*), NP = northern pike (*Esox lucius*), PD = pearl dace (*Semotilus margarita*), PE = yellow perch (*Perca flavescens*), WA = walleye

(*Stizostedion vitreum*), WF = lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), WS = white sucker (*Catostomus commersoni*) 139

Figure 3. Relationships between fish trophic position and Hg concentrations for logged lakes (squares and dotted line), burnt lakes (triangles and solid line), partially burnt lakes (diamonds and dashed-double dotted line) and reference lakes (circles and long-dashed line) sampled in 1996 or 1997. Lines are simple linear regressions 145

Figure 4. Least-squares linear regression between Hg concentrations in fish and DOC in logged (C), burnt (F) and reference lakes (R) sampled in 1996 or 1997 152

Figure 5. Relationships between fish trophic position and Hg concentrations for logged lakes (squares and dotted line), burnt lakes (triangles and solid line) and reference lakes (circles and long-dashed line) sampled in 1998. Lines are simple linear regressions 153

À mes parents, Laura et José,
et à Hércules

Remerciements

J'aimerais remercier mon directeur de recherche, Richard Carignan, dont la compétence et le souci de la précision me serviront toujours comme modèle au long de ma carrière. Merci pour ses mots plus durs dans les moments opportuns et pour son amitié parfois discrète, mais toujours sincère.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à ceux et celles qui ont participé aux travaux de terrain : Alain Patoine, Isabelle St-Onge, Mélanie Desrosiers, Cécile Aenishaenslin et Stéphane Boivin.

Je remercie également Louise Simoneau, Jonhattan Holmes, Nelson Driscoll et Caroline Lamothe pour leur aide lors des analyses en laboratoire.

Je remercie aussi Claudette Blanchard, secrétaire du GRIL, ainsi que Diane Lacasse et Joanne Noiseux, du secrétariat du Département de sciences biologiques de l'Université de Montréal, pour leur amabilité, efficacité et disponibilité.

Un gros ^{la} merci à Ginette Méthot et Anas Ghadouani dont les suggestions et courtoisie m'ont souvent simplifié la vie à l'université.

Un merci tout spécial à Chantal Vis, Jérôme Marty, Virginie Vergnes, Isabelle Catelas et Denis Lemire pour leur complicité.

Je ne pourrais passer sous silence ma gratitude à feu Pierre Jolicoeur, professeur au Département de sciences biologiques de l'Université de Montréal. Pour ses conseils et la grande stimulation qu'il a pu m'apporter, ainsi que son amitié, M. Jolicoeur restera toujours dans ma mémoire.

Et merci à Hércules, simplement pour tout.

Ce projet a été financé par le Réseau de Centres d'Excellence sur la Gestion Durable des Forêts. Je remercie l'Organisation des États Américains, le Fonds de sciences biologiques et la Faculté des études supérieures de l'Université de Montréal, ainsi qu'à mon directeur de recherche pour des bourses d'étude qui m'ont été accordées.

INTRODUCTION

Une des particularités du mercure (Hg) consiste en sa capacité d'être efficacement accumulé et amplifié au long des chaînes trophiques, spécialement sous sa forme organique, le méthylmercure (MeHg). Il en résulte que des teneurs relativement faibles de Hg dans l'eau peuvent être suffisantes pour entraîner des niveaux élevés chez les poissons situés en haut de la chaîne alimentaire, même dans les lacs éloignés de toute source ponctuelle de pollution. Par conséquent, des facteurs affectant les concentrations de Hg dans l'eau jouent un rôle important sur la contamination des organismes aquatiques. Parmi ces facteurs, il faut considérer les interactions entre les milieux aquatique et terrestre, car les bassins versants constituent une source potentielle de Hg pour les lacs.

Le Hg présente une forte affinité pour les composés humiques de la couche superficielle du sol, d'où il peut être transféré vers les écosystèmes aquatiques adjacents. La coupe à blanc et le feu de forêt peuvent donc influencer ce transfert, car ces deux types de perturbation entraînent la perte du couvert végétal, la diminution de l'évapo-transpiration, la montée de la nappe phréatique et la mobilisation de la matière organique du sol à laquelle le Hg est associé. D'ailleurs, au Canada, le feu et la coupe constituent des perturbations majeures de la forêt boréale. Annuellement, environ un million d'hectares sont touchés par l'exploitation forestière, et une aire aussi ou même plus importante est ravagée par les feux de forêt (Natural Resources Canada, 1995-1996).

1. Le Hg dans le milieu terrestre

Le Hg trouvé dans le milieu terrestre peut être d'origine naturelle ou anthropique (Nriagu et Pacyna, 1988 ; Landers *et al.*, 1998). Dans le premier cas, il résulte de l'altération des roches, dans lesquelles le Hg est présent à des quantités-traces. Dans le deuxième cas, le Hg provenant des émissions

X

anthropiques peut être transporté et déposé même dans les régions éloignées de toute source ponctuelle de pollution (St. Louis *et al.*, 1995). Ce transport atmosphérique de longue portée est possible parce que le Hg présente des formes volatiles, dont la plus abondante est le Hg élémentaire - Hg⁰ (Stein *et al.*, 1996), avec un temps de séjour dans l'atmosphère d'environ un an (Xiao *et al.*, 1991). Le Hg⁰ peut être oxydé à la forme divalente (Hg²⁺), laquelle tend à se complexer à des sels inorganiques, formant des composés solubles qui peuvent précipiter (Stein *et al.*, 1996).

Le Hg s'accumule surtout dans la couche superficielle organique des sols (Meili, 1991 ; Lee *et al.*, 2000). Par contre, dans les horizons minéraux, les teneurs en Hg sont généralement réduites (Lee *et al.*, 1994). Selon sa forme, le Hg peut se lier à des composés humiques différents (Lodenius, 1987). Le Hg inorganique - Hg(II) - est plus souvent rencontré en association avec les fractions humiques de poids moléculaire élevé, tandis que le MeHg s'associerait plutôt aux fractions plus légères. Cette interaction avec des fractions distinctes de la matière organique peut être une des principales raisons de la différence de mobilité géochimique entre les deux formes de Hg (Lee et Iverfeldt, 1991).

La mobilisation du Hg du sol des bassins versants est un processus complexe associé à la mobilisation de la matière organique (Aastrup *et al.*, 1991; Scherbatskoy *et al.*, 1998). Voilà pourquoi des études montrent une forte corrélation entre les teneurs en MeHg ou en Hg total et les concentrations de COD ou la couleur des eaux lacustres (Meili *et al.*, 1991, Mierle et Ingram, 1991). L'exportation de Hg vers les écosystèmes aquatiques peut dépendre ainsi de l'interaction de plusieurs facteurs, tels que : l'hydrologie, la climatologie, le type et l'usage du sol, le type et le pourcentage de couvert végétal, les caractéristiques morphométriques et les perturbations du bassin versant.

Les variations saisonnières affectent de façon particulière l'hydrologie des sols et donc la mobilisation du Hg. Balogh *et al.* (1998), par exemple,

rapportent des augmentations des teneurs en Hg total dans l'eau de trois fleuves au début du printemps, quand le ruissellement de l'eau résultant de la fonte nivale est plus intense. Pendant l'été les niveaux de Hg varient en fonction des précipitations. De plus, à l'été, l'augmentation de l'activité microbienne du sol accélère la dégradation de la matière organique et produit ainsi des fractions moléculaires plus facilement mobilisables (Cronan et Aiken, 1985). À l'automne, le Hg accumulé dans les feuilles est transféré au sol (Lindberg, 1995).

La morphométrie (le rapport entre l'aire de drainage et l'aire du lac - AD/AL) et la topographie des bassins versants peuvent aussi influencer le transfert de Hg vers les lacs. Des études aux États Unis et en Suède indiquent une corrélation positive entre le rapport AD/AL et les concentrations de Hg dans les lacs (Swain *et al.*, 1992) ou dans les poissons (Lee et Iverfeldt, 1991). Des corrélations négatives ont été détectées entre la pente du bassin versant et la concentration de COD des lacs (D'Arcy et Carignan, 1997; Rasmussen *et al.*, 1989). Par conséquent, le flux de Hg vers les systèmes aquatiques serait minimisé dans les régions de relief accidenté.

La quantité de matière organique exportée vers les lacs est aussi influencée par le type de végétation. Dans une étude de Cronan et Aiken (1985) la teneur en COD libéré sur les couches superficielles du sol d'une forêt de conifères était plus élevée que celle du sol d'une forêt de feuillus.

Les milieux humides constituent des sites de production nette et d'exportation de MeHg (St. Louis *et al.*, 1994). Selon ces auteurs, dans les eaux des bassins hydrologiques comportant des secteurs humides, les teneurs en MeHg peuvent être de 26 à 79 fois supérieures à celles où les zones humides sont absentes. Greenfield *et al.* (2001) ont observé des teneurs en Hg modérément élevées chez la perchaude de petits lacs ayant plus de 6% de terres humides dans leur bassin versant. Également, Rudd (1995) a observé que les poissons des eaux brunes, alimentées en grande partie par des zones

humides, présentaient des concentrations plus élevées de MeHg que ceux des eaux claires.

Les inondations favorisent aussi la production de MeHg et son assimilation par les organismes aquatiques. Suite à des inondations saisonnières du Fleuve Tapajos, un tributaire de l'Amazones, Roulet *et al.* (2001) ont observé une augmentation des teneurs en MeHg d'ordre de 200% dans les sols inondés. D'autres auteurs ont reporté une augmentation des concentrations de MeHg chez les poissons des réservoirs (Verdon *et al.*, 1991). Dans le deux cas, l'abondance de matière organique fraîche et labile favorise l'activité des bactéries méthyliatrices.

2. Les effets des perturbations des bassins versants sur la qualité des eaux des lacs

La végétation des bassins versants, parmi d'autres facteurs, influence fortement la cohésion et la rétention des éléments du sol. Les perturbations des aires de drainage, telles que la coupe et le feu, altèrent les conditions physico-chimiques et biologiques des sols (Keenan et Kimmins, 1993). Ces altérations peuvent donc accentuer l'apport des substances dans les lacs. L'intensité de cette exportation de matériel dépend surtout des pertes de couverture végétale, des précipitations et de la nature du sol (Brown *et al.*, 1973).

L'effet le plus évident du feu est la réduction de la biomasse forestière. Une partie des substances se volatilise ou est émise dans l'atmosphère sous forme particulaire. L'autre partie est dissoute dans l'eau. Puisque la rétention de l'eau pluviale par les sols brûlés est faible, l'exportation de matériel par l'écoulement et le lessivage peut augmenter (Lewis Jr., 1974). L'analyse chimique des eaux des 38 lacs suivis dans cette étude (Carignan *et al.*, 2000) montre que les lacs dont le bassin versant a été brûlé présentent des teneurs

en $\text{NO}_3\text{-N}$ et SO_4^{-2} plus élevées que celles des lacs coupés et de référence, et en PT, NH_4^+ et K^+ plus élevées que les lacs de référence. Les concentrations de ces éléments tendent à décroître au long des trois années successives au feu.

La coupe forestière peut altérer fortement le bilan hydrique des bassins versants (Keenan et Kimmins, 1993). À l'échelle microclimatique, elle interfère avec la radiation, la température, l'évapotranspiration, l'humidité, etc. D'une part, la perte du couvert végétal provoque une réduction des taux d'évapotranspiration (Bormann et Likens, 1979). D'autre part, elle augmente la surface du sol atteinte directement par les précipitations et l'écoulement et le lessivage s'intensifient (Keenan et Kimmins, 1993). Le sol devient donc plus humide. Dans les régions où la neige est un élément important du cycle hydrologique, le débit de l'eau et la durée du ruissellement sont très accentués pendant la période de fonte. Dans les lacs de cette étude, la hausse des taux d'exportation de carbone organique est l'effet le plus remarquable de la coupe forestière (Lamontagne *et al.*, 2000). Ceci explique les concentrations accrues de COD par rapport à celles observées dans les lacs brûlés et de référence un an après les perturbations. Ces concentrations tendent à diminuer dans les lacs de coupe et à augmenter dans les lacs de feu si bien qu'après trois ans les différences entre ces deux groupes ne sont plus significatives (Carignan *et al.*, 2000).

3. Le Hg dans le milieu aquatique : spéciation et interaction avec les variables environnementales

La spéciation du Hg est le facteur déterminant de son comportement et de sa mobilisation dans l'environnement, ainsi que de sa biodisponibilité. Les principales réactions ou processus qui contrôlent cette spéciation sont : oxydation / réduction, précipitation / dissolution, méthylation / deméthylation, adsorption / désorption (Stein *et al.*, 1996).

Dans l'eau, sous des conditions d'oxydation, le Hg^{2+} forme des complexes solubles surtout avec le chlorure (HgCl_2) et l'hydroxyde ($\text{Hg}(\text{OH})_2$). Ces composés inorganiques du Hg en général ne s'accumulent pas (Stein *et al.*, 1996). Sous des conditions réductrices, et en présence de H_2S , HgS se forme et se précipite. Le HgS peut être resolubilisé si le milieu est reoxygéné (Driscoll *et al.*, 1994). Dans l'hypolimnion, la mobilisation du MeHg peut être augmentée par la solubilisation de l'oxyde ferrique et de manganèse, tandis que celle du Hg inorganique peut être diminuée (Regnell *et al.*, 2001). Le Hg^{2+} peut aussi être réduit à Hg^0 par action biotique, abiotique ou photochimique (Sellers *et al.*, 1996 ; Amyot *et al.*, 2000).

Parmi les formes organiques du Hg, celle qui attire un intérêt particulier est le méthylmercure (CH_3Hg^+), car il peut être bioaccumulé et bioamplifié au long du réseau trophique. La méthylation du Hg ($\text{Hg}^{+2} + \text{RCH}_3 \rightarrow \text{CH}_3\text{Hg}^+ + \text{R}$) a lieu dans les sédiments de surface ou dans la colonne d'eau (Ramlal *et al.*, 1993). Dans le sédiment, le taux de méthylation est élevé dans les premiers centimètres et tend à diminuer avec la profondeur due à la diminution de la population bactérienne (Winfrey et Rudd, 1990). La méthylation peut être chimique ou le résultat de l'action des bactéries méthanogéniques ou sulfato-réductrices (Compeau et Bartha, 1985). Cependant, les mécanismes selon lesquels la méthylation se produit ne sont pas complètement dévoilés.]

Quelques auteurs (Gilmour *et al.*, 1992; Heyes *et al.*, 2000) suggèrent que le MeHg est un sous-produit de la réduction du sulfate par les bactéries sulfato-réductrices. Kerry *et al.* (1991) montrent que, sous des conditions expérimentales, l'addition de sulfate à des teneurs semblables à celles trouvées dans les lacs du Bouclier canadien ($5 - 30 \text{ mg.L}^{-1}$) n'intensifie pas la formation de MeHg. Deux hypothèses expliquent les résultats de Kerry et collaborateurs : la disponibilité de Hg est réduite due à la formation de HgS , ou l'activité bactérienne n'est pas favorisée, même si le taux de réduction de sulfate augmente. Dans la méthylation chimique, l'alkyl d'étain, l'alkyl de plomb et le

triméthyl de plomb agissent comme donneurs du groupe méthyl (Jernelov et Beijer, 1979).

La méthylation est accentuée dans des conditions modérément acides et anoxiques (Winfrey et Rudd, 1990, Cossa *et al.*, 1994). Regnell *et al.* (1996) ont observé que la production de MeHg était au moins un ordre de grandeur plus élevée sous des conditions anoxiques relativement à celle en présence d'oxygène. La méthylation est aussi influencée par l'abondance de Hg inorganique et de matière organique (Ikingura et Akagi, 1999), ainsi que par la température et d'autres facteurs agissant sur l'activité des organismes méthylateurs (Miskimmin *et al.* 1992). À travers la méthylation, le Hg précipité ou adsorbé est remobilisé et devient disponible à l'assimilation par la biote aquatique. La deméthylation, par contre, diminue la disponibilité du MeHg aux organismes aquatiques. Elle a lieu surtout sous des conditions alcalines et basses températures. Sellers *et al.* (1996) ont montré que la deméthylation du MeHg est influencée par des processus photochimiques.

4. Assimilation du Hg par la biote aquatique : bioconcentration, bioaccumulation et bioamplification

Les organismes aquatiques assimilent le Hg soit à partir de l'eau, soit à partir de la nourriture (Mason *et al.*, 1995, Boudou *et al.*, 1991), et le degré de cette assimilation varie selon la forme du Hg. Riisgard and Hansen (1990) ont observé que l'efficacité d'assimilation du Hg inorganique était inférieure à 1% chez toutes les espèces aquatiques testées dans leur étude, tandis que celle du MeHg variait de 34% chez les moules à 90% chez quelques espèces de poisson. D'ailleurs, c'est cette efficacité qui explique la bioamplification du MeHg au long du réseau trophique, même si cette forme représente en général seulement 1% du Hg total dans le milieu aquatique. Le taux de bioamplification est plus élevé dans les niveaux trophiques inférieurs (Watras *et al.*, 1998; Kim

and Burggraaf, 1999). Pourtant, dû à la bioamplification du MeHg à chaque niveau trophique, ce sont les organismes en haut de la chaîne alimentaire qui sont les plus affectés par la présence de contaminants à des basses concentrations dans le milieu (Watras *et al.*, 1998).

L'assimilation du MeHg dépasse celle du Hg inorganique qu'on considère l'eau ou la nourriture comme source. La bioconcentration (tendance d'une substance à s'accumuler dans la biote relativement à l'eau) des formes organiques est plus efficace possiblement parce que la diffusion des composés méthylés, tels que CH_3HgCl et CH_3HgOH , au travers des membranes biologiques est plus rapide (Boudou *et al.*, 1991). Il a été constaté que, sous les mêmes conditions d'exposition et de concentration, l'accumulation d'un dérivé méthylé de Hg (CH_3HgCl) chez *Salmo gairdneri* était 6,2 fois plus grande que celle d'un dérivé inorganique (chlorure mercurique - HgCl_2) (Ribeyre et Boudou, 1984a). D'autre part, plus le niveau trophique est élevé, plus le MeHg s'enrichit dans les organismes par rapport à l'eau (Becker et Bigham, 1995). Driscoll *et al.* (1994), par exemple, ont observé chez la perchaude des concentrations de MeHg un million de fois plus fortes que celles trouvées dans l'eau.

En ce qui concerne l'assimilation par la nourriture, la bioaccumulation du MeHg est aussi plus efficace que celle du Hg inorganique (Huckabee *et al.*, 1979). Des concentrations de MeHg quatre fois plus grandes que celles de Hg^{2+} ont été observées chez des copépodes nourris avec des diatomées exposées à l'une ou l'autre de ces deux formes de Hg (Mason *et al.*, 1995). Ces observations sont dues, probablement, au fait que, chez les algues, le MeHg se concentre plutôt dans le cytoplasme, tandis que le Hg inorganique s'associe aux membranes cellulaires. Comme le zooplancton digère le contenu cytoplasmique des algues, mais élimine généralement les membranes cellulaires, il accumule essentiellement le MeHg à travers la nourriture (Ribeyre *et al.*, 1981). De cette manière, même dans les niveaux trophiques les plus bas l'accumulation de MeHg dépasse celle du Hg (Ribeyre *et al.*, 1981). Dû à la bioamplification du

MeHg, le rapport entre les formes organique et inorganique du Hg tend à augmenter d'un niveau à l'autre de la chaîne alimentaire (Watras et Bloom, 1992). Mason et Sullivan (1997) ont constaté que déjà chez les organismes du lac Michigan appartenant au troisième niveau trophique (*Mysis* sp) le MeHg était la seule forme de Hg observée. En fait, chez les poissons, le MeHg représente souvent plus de 90% du Hg total (Bloom, 1992). Les résultats obtenus lors de l'étude des chaînes trophiques pélagiques des lacs du bassin du Saint-Laurent illustrent bien la bioamplification du MeHg (Cabana *et al.*, 1994). Les truites grises (*Salvelinus namaycush*) des chaînes les plus longues ont montré des concentrations de Hg 3,6 fois plus élevées que celles des chaînes où il manquait au moins deux niveaux trophiques.

L'alimentation est considérée la plus importante voie de prise de MeHg par le poisson. Selon Hall *et al.* (1997), l'eau contribuait, au maximum, avec 15% du Hg dans plusieurs espèces de poissons qu'ils ont étudiées. Ponce et Bloom (1991) ont aussi observé que l'assimilation de MeHg par la truite (*Oncorhynchus mykiss*) à partir de l'eau représentait autour de 16% de l'assimilation totale. *reformuler*

Étant donné que la bioamplification du Hg dans les organismes résulte du bilan assimilation-élimination (Korhonen *et al.*, 1995), il faut aussi tenir compte des mécanismes d'élimination de ce métal. Des études en laboratoire et dans le milieu naturel (Lockhart *et al.* 1972) ont indiqué que l'élimination de Hg total chez le brochet était très lente (demi-vie d'environ deux années). Chez *Salmo gairdneri*, il a été observé que l'élimination d'un composé inorganique du Hg (HgCl_2) était plus rapide que celle d'une forme organique (CH_3HgCl) (Ribeyre et Boudou, 1984b). En fait, Trudel et Rasmussen (1997) ont estimé que le Hg inorganique est excrété trois fois plus vite que le MeHg. Un dernier élément du bilan assimilation-élimination est la dilution due au taux de croissance de l'organisme (Reinfelder *et al.*, 1998). Cette composante est

importante chez les poissons, lesquels présentent généralement un taux de croissance élevé par rapport au taux d'excrétion du MeHg.

5. Facteurs interférant sur la bioaccumulation du Hg

La bioaccumulation du Hg par les organismes aquatiques est le résultat de l'interaction des facteurs environnementaux (pH, COD, température), écologiques (position trophique, productivité) et physiologiques (diète, taux de croissance, respiration, âge, sexe). Cependant ces interactions ne sont pas complètement expliquées et des résultats contradictoires sont souvent observés dans les nombreuses études concernant le Hg.

5.1. Facteurs environnementaux

5.1.1 pH

Les concentrations en Hg chez la biote aquatique ^{lesquelles} sont inversement corrélées avec le pH, lequel peut interférer de plusieurs façons avec l'assimilation et la disponibilité du Hg (Jensen 1988, Ponce et Bloom, 1991, Haines *et al.* 1994, Andersson *et al.*, 1995). Le calcium des eaux tend à varier de façon inverse au pH, ce qui affecte la prise de MeHg par les poissons. L'acidification contribue aussi à la mobilisation du sédiment et du COD présent, lequel peut servir de substrat à la méthylation et comme source d'énergie aux organismes qui se nourrissent de matériel en suspension. Aussi en pH légèrement acide la production du MeHg est favorisée par rapport à celle du diméthylHg. Dans notre étude précédente (Garcia et Carignan, 1999), bien que l'étendue de variation du pH n'ait pas été large (5,4 - 7,3), nous avons observé un rapport négatif ^f entre le pH et la teneur en MeHg chez le zooplancton. ^{aug.}

5.1.2. COD

Le COD d'origine terrestre peut affecter la concentration en Hg dans le milieu aquatique de plusieurs façons. En plus de servir comme vecteur du Hg inorganique ou du MeHg vers les lacs (Mierle et Ingram, 1991), le COD peut favoriser la méthylation microbienne (Ikingura et Akagi, 1999). Cependant, l'action du COD sur le cycle du Hg est controversée. Plusieurs études montrent que l'association du Hg aux substances humiques réduirait son taux de sédimentation, de sorte que le Hg persisterait plus longtemps dans la colonne d'eau. Par conséquent, la biodisponibilité du Hg augmenterait, ce qui expliquerait la corrélation positive souvent observée entre la teneur en COD dans l'eau et la concentration de Hg/MeHg chez les différents organismes aquatiques (McMurtry *et al.*, 1989; Haines *et al.*, 1994; Plourde *et al.*, 1997; Westcott et Kalff, 1996; Sonesten, 2001). D'autres auteurs, toutefois, affirment que des niveaux élevés de COD dans l'eau résulteraient en une plus forte complexation du Hg dissous et le composé formé serait moins disponible à la méthylation microbienne (Cope *et al.* 1990, Grieb *et al.* 1990, Simonin *et al.* 1994). Dans ce cas, les concentrations de COD seraient inversement corrélées avec celles de Hg/MeHg dans la biote. Dans les lacs touchés par notre étude, le COD était positivement corrélé avec la teneur en MeHg chez le zooplancton, et était la variable qui expliquait le plus la variation des teneurs en MeHg (Garcia et Carignan, 1999).

Dans les lacs aux eaux brunes, le COD peut encore atténuer la pénétration de lumière et, donc, inhiber la photodégradation du MeHg (Sellers *et al.*, 1996). D'autre part, les substances humiques peuvent agir comme chromophores efficaces dans les processus de réduction photochimique du Hg divalent à Hg⁰ (Amyot *et al.*, 1997).

5.1.3. Température

Bodaly *et al.* (1993) ont signalé une corrélation positive entre le Hg chez les poissons et la température de l'épilimnion. Une augmentation de la température peut favoriser le taux de méthylation. De plus, la température peut aussi augmenter le taux d'accumulation du Hg due à une augmentation du métabolisme des organismes (Meili et Parkmann, 1988).

5.1.4. Calcium

La prise de MeHg par les poissons peut être influencée par la concentration de calcium et la dureté de l'eau (Rodgers et Beamish, 1983). Le Ca^{2+} diminue la perméabilité des branchies au MeHg. Par conséquent, plus grand le niveau de calcium dans l'eau, plus petite la concentration musculaire de MeHg chez les poissons. Il semble que le Ca^{2+} influence le flux des molécules non polaires ainsi que des ions (Na^+ , H^+ et Cl^-) à travers les branchies, affectant les processus de transport actif et passif (Rodgers et Beamish, 1983). De plus, la charge électrique des branchies devient plus positive sous des concentrations de Ca^{2+} élevées, ce qui réduit la prise de cations tels que le CH_3Hg^+ (Playle, 1998).

5.1.5. Autres variables environnementales

Le Hg chez les organismes aquatiques est aussi corrélé négativement avec les teneurs en sulfate (Simonin *et al.*, 1994; McMurtry *et al.*, 1989; Haines *et al.*, 1994; Garcia et Carignan, 1999) et positivement avec les teneurs en Hg dans le sédiment (Cope *et al.*, 1990 ; Désy *et al.*, 2000). Dans une étude de laboratoire, Kudo et Mortimer (1979) ont comparé la teneur en Hg chez des petits poissons (*Lebistes reticulatus*) d'un milieu où l' HgCl_2 avait été ajouté au sédiment avec celle chez les poissons maintenus dans le même milieu mais isolés du sédiment. Ces auteurs ont observé que chez les poissons en contact

avec le sédiment les concentrations en Hg étaient neuf fois plus élevées que chez les spécimens dont la seule voie d'assimilation du Hg était l'eau.

Des variables morphométriques reliées soit à l'apport de Hg des bassins versants, soit à la méthylation, telles que la profondeur et le rapport entre l'aire de drainage et le volume du lac (ou l'aire du lac) sont aussi souvent corrélées avec les teneurs en Hg chez la biote aquatique (Suns et Hitchin, 1990, Hakanson *et al.*, 1988).

5.2. Facteurs écologiques

5.2.1. Productivité

En général, les poissons des lacs productifs montrent de faibles niveaux de Hg (Meili, 1994). La plus grande biomasse algale dans ce type de lac amène à la "biodilution" du Hg dans la chaîne alimentaire, ce qui résulte en de plus faibles concentrations de Hg dans les niveaux trophiques supérieurs. Pourtant, Rudd et Turner (1983) ont observé des résultats contraires dans des bassins expérimentaux : l'augmentation de la bioaccumulation de Hg avec l'augmentation de la productivité due à l'intensification de la méthylation microbienne. Dans les lacs de la présente étude dont le bassin versant avait été atteint par le feu, la biomasse algale était plus élevée par rapport à celle des lacs de coupe ou de référence (Planas *et al.*, 2000). Étant donné que dans ces lacs brûlés les teneurs en MeHg chez le zooplancton étaient inversement corrélées avec les concentrations de chlorophylle *a* (Garcia et Carignan, 1999), nos résultats supportent l'hypothèse de biodilution.

5.2.2. Position trophique

Dû à la bioamplification du MeHg, dans les études comparatives sur la contamination des organismes aquatiques, il est important d'établir le niveau trophique des différentes espèces dans un même lac, ainsi que d'une même espèce dans des milieux différents. Cabana *et al.* (1994) ont montré que le niveau trophique et le poids moyen expliquaient une grande partie de la variance du Hg total chez le touladi.

Des mesures discrètes du niveau trophique peuvent être obtenues à partir du contenu stomacal des organismes. D'autre part, l'utilisation du rapport des isotopes stables d'azote, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ fournit une mesure continue de position trophique. Cette approche est très utile parce que le contenu stomacal est souvent limité ou n'est pas disponible et ne révèle pas des variations saisonnières dans la diète. Par contre, l'utilisation des isotopes stables permet une mesure d'assimilation de la nourriture ingérée en tenant compte du renouvellement tissulaire (Kling *et al.*, 1992) ainsi que du degré d'omnivorie des organismes (Vander Zanden *et al.*, 1997).

Puisque le rapport $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ augmente avec le niveau trophique des consommateurs, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ définissent la position trophique réelle occupée par les organismes. L'isotope plus lourd de l'azote augmente environ 3,4 parts par mille de la proie au prédateur (Cabana et Rasmussen, 1994) dû à l'excrétion préférentielle de l'isotope le plus léger à travers des processus métaboliques. Kidd *et al.* (1995) ont montré que le $\delta^{15}\text{N}$ était corrélé de façon significative avec la longueur, le poids et la teneur en Hg du brochet ($r = 0,6 ; 0,59 ; 0,39$), du meunier ($r = - 0,35 ; - 0,48 ; 0,19$) et de la perchaude ($r = 0,55 ; 0,6 ; 0,45$). Ces rapports indiquent que ces espèces changent leurs habitudes alimentaires et conséquemment leur position trophique à mesure qu'elles grandissent.

Le $\delta^{15}\text{N}$ des poissons de taille ou d'âge similaires peut varier d'un milieu à l'autre dû au différent fractionnement du ^{15}N à la base des chaînes

trophiques. Ce fractionnement différentiel peut être attribué à des variations de la température épilimnétique ou de la disponibilité de nutriments, ou encore à la composition spécifique des différents systèmes (Peterson et Fry, 1987). De cette façon, dans les études comparatives des teneurs en Hg chez une même espèce retrouvée dans différents lacs, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs secondaires doivent être corrigées en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ basal dans chaque milieu. Cabana et al. (1994) et Vander Zanden et Rasmussen (1999) ont proposé différents mécanismes de correction en tenant compte, respectivement, de la signature isotopique d'un ou plusieurs consommateurs primaires appartenant aux milieux comparés.

5.3. Facteurs physiologiques

Les teneurs en Hg chez les différentes espèces peuvent être influencées par des caractéristiques physiologiques des organismes telles que : la longueur, le poids, l'âge et le sexe (Olsson, 1976). Donc, dans une étude de la contamination des espèces de grande taille comme les poissons, il faut absolument tenir compte de telles variables. Chez les invertébrés, dont le cycle de vie est relativement court, les différences attribuées à ces caractéristiques ne sont pas significatives.

Quand la corrélation entre la concentration en Hg et la longueur, le poids ou l'âge des poissons est significativement positive, on peut supposer que la bioaccumulation a lieu. Dans ce cas, les concentrations de Hg doivent être standardisées à une longueur, poids ou âge communes (moyennes de la capture) pour permettre la comparaison inter-lacs. D'autre part, si la corrélation n'est pas significative, on suppose qu'il n'y a pas de bioaccumulation et on peut utiliser la concentration moyenne de tous les poissons de la même espèce pour représenter chaque lac. Le choix de la caractéristique physiologique (longueur,

poids ou âge) qui représente le mieux une espèce varie beaucoup d'une étude à l'autre et fait l'objet de quelques controverses.

5.3.1. Longueur

Dans la plupart des études la longueur apparaît comme la variable physiologique dont la corrélation avec les concentrations de Hg est la plus forte et significative (Scott et Armstrong, 1972, Olsson, 1976). Penn (1978) a observé que des corrélations significatives entre le Hg et la taille étaient plus communes chez les poissons piscivores (63%) que chez les non-piscivores (45%). De plus, le facteur de bioaccumulation était généralement supérieur chez les premiers par rapport aux non-prédateurs. Simonin *et al.* (1994) ont signalé une relation curviligne entre la concentration de Hg et la longueur des perchaudes. Puisque les plus grandes perchaudes tendent à devenir plutôt piscivores, cette relation peut être attribuée à un changement de diète. Le touladi (*Salvelinus namaycush*) peut aussi connaître un taux de croissance accélérée suite au changement d'un régime benthivore à un régime piscivore (MacCrimmon *et al.*, 1982).

5.3.2. Poids

Johnston *et al.* (1991) ont observé que les variations de la concentration de Hg chez les individus de même taille appartenant à une même espèce seraient dues à des différences de la masse corporelle. Les critiques relatives à l'utilisation du poids sont basées sur le fait que cette variable est la plus sujette aux variations à court terme parce qu'elle est dépendante de l'alimentation. Le poids peut varier d'un jour à l'autre, en particulier chez les grandes espèces piscivores comme le brochet, à cause de la variation de la quantité de nourriture dans le tractus gastro-intestinal (Olsson, 1976). Cependant, chez les espèces de petite taille comme la perchaude, ces variations ne semblent pas être

importantes, de sorte que le poids est souvent la variable la mieux corrélée avec le Hg (Watras *et al.*, 1998, Nilsson et Hakanson, 1992).

5.3.3. Âge

Parmi les trois variables physiologiques, l'âge des individus est la moins utilisée dans les études sur la contamination par le Hg. Ceci est dû moins à l'absence de corrélation entre l'âge et le Hg qu'aux efforts requis pour l'estimation de l'âge.

Dans une étude intra et inter-spécifique, Penn (1978) a signalé que la corrélation entre le Hg et l'âge des poissons était moins variable que celle avec la taille. Berninger et Pennanen (1995) ont aussi suggéré l'utilisation d'une âge standard pour la détermination des niveaux de Hg chez la perchaude. Skurdal *et al.* (1985) ont observé que les teneurs en Hg augmentaient rapidement avec l'âge chez le brochet, par rapport aux espèces planctivores. Rask *et al.* (1994) ont trouvé des corrélations entre les concentrations en Hg et l'âge ($r^2 = 0.84$) aussi fortes que celles entre le Hg et la longueur du brochet ($r^2 = 0.83$).

5.3.4 D'autres variables physiologiques

Olsson (1976) a observé des niveaux plus bas de Hg chez les femelles par rapport aux mâles de même poids. Ceci suggère que les échantillons devaient être séparés selon le sexe des individus.

Suns et Hitchin (1990) ont standardisé les concentrations de Hg à partir du facteur de condition du poisson. Cette variable peut être considérée comme une mesure de la santé relative et correspond au rapport entre le poids du poisson et sa longueur. La condition de santé est influencée par la disponibilité de nourriture, la densité de la population et les relations prédateur-proie. Dans l'étude de Suns et Hitchin (1990) ainsi que dans celui de Grenfield *et al.* (2001),

il a été trouvé des corrélations fortement négatives entre la condition du poisson et le pH ou l'accumulation de Hg chez la perchaude.

6. Objectifs de cette étude

inconnu fille

Ce projet est en fait un suivi plus vaste d'une étude réalisée dans le même ensemble de lacs (Garcia et Carignan, 1999). Dans cette étude précédente de 38 lacs distribués autour du Réservoir Gouin, au Québec (Figure 1), il a été constaté que les teneurs en MeHg chez le zooplancton des lacs dont le bassin versant avait été récemment coupé ($N = 9$) étaient supérieures à celles du zooplancton des lacs naturels ($N = 20$) ou dont le bassin versant avait été sévèrement brûlé ($N = 9$). Également, les concentrations de COD étaient plus élevées dans les lacs coupés. La forte corrélation entre le MeHg chez le zooplancton et le COD suggérait que le transfert du Hg vers les lacs était associé à celui de la matière organique. Compte tenu de la bioamplification du MeHg au long de la chaîne alimentaire, une meilleure compréhension des effets de la coupe forestière sur les concentrations en Hg chez les organismes des différents niveaux trophiques s'imposait.

Le but de cette recherche était de déterminer si, tel que le zooplancton, les poissons des lacs coupés montraient des niveaux de Hg plus élevés que ceux des deux autres groupes de lacs. Il a été question aussi des teneurs en MeHg chez les invertébrés benthiques. En outre, nous nous sommes intéressés à l'évolution des niveaux de MeHg chez le zooplancton et de Hg total chez les poissons au long des trois années postérieures aux perturbations du bassin versant. Plus spécifiquement, les objectifs de ce projet étaient :

1. vérifier l'évolution des teneurs en MeHg chez le zooplancton des trois traitements au cours des trois ans suivant les perturbations (chapitre 1)

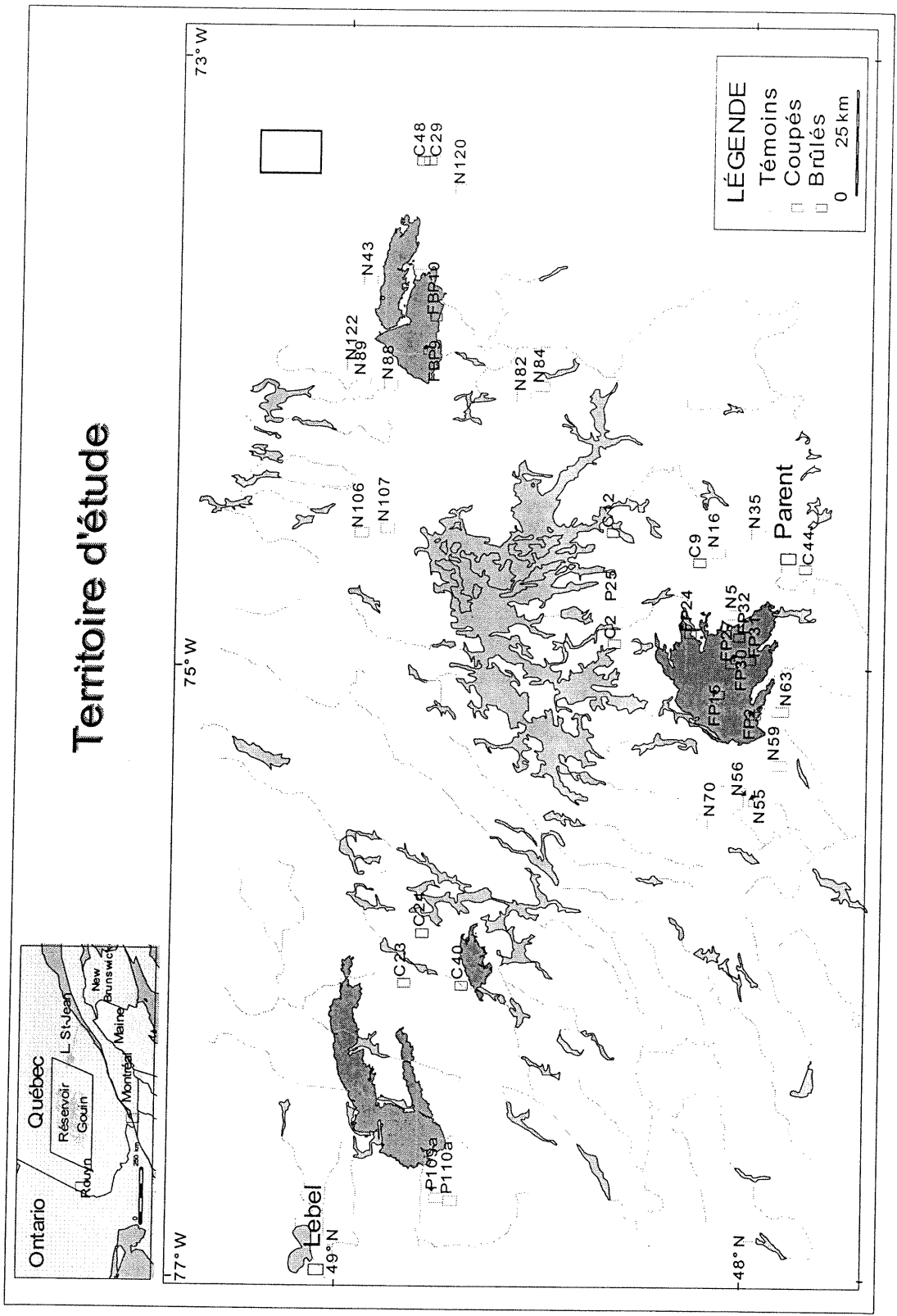
2. comparer les concentrations en MeHg chez le zoobenthos des trois groupes de lacs deux et quatre ans après l'occurrence des perturbations (chapitre 2);
3. en tenant compte de la position trophique du brochet déterminée par $\delta^{15}\text{N}$ et corrigée selon la méthode proposée par Vander Zanden et Rasmussen (1999), comparer les teneurs en Hg total chez les brochets de 560 mm des trois groupes de lacs (chapitre 3);
4. établir et comparer le rapport entre les concentrations en Hg total et la position trophique occupée par les différentes espèces de poisson des lacs coupés, brûlés et de référence (chapitre 4);
5. estimer et comparer le facteur de bioamplification du Hg parmi les organismes benthiques (chapitre 2) ainsi que dans la communauté piscivore des trois groupes de lacs (chapitres 4);
6. détecter les espèces de poisson (et leur taille) présentant des teneurs en Hg supérieures à la limite recommandée pour la consommation humaine ($0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids humide – Organisation Mondiale de la Santé) (chapitre 4);
7. déterminer, parmi les variables physico-chimiques et biologiques, lesquelles expliquaient le mieux les variations des concentrations en Hg chez les différents organismes étudiés (chapitres 1, 2, 3 et 4).

Nos hypothèses de recherche étaient :

1. Les teneurs en MeHg et en Hg chez les organismes des lacs coupés *sont* seraient supérieures à celles des lacs de référence, indépendamment de la position trophique occupée par ces organismes, *due aux apports accrus* de mercure associé à la matière organique suite à la coupe forestière. *x*

2 parties à tester dans cette hypothèse

2. Les teneurs en MeHg et en Hg chez les organismes des lacs coupés diminueraient ^{avec le} au long du temps ^(due) à une réduction des apports de COD, et du Hg ^{associé} vers les lacs. *suite*
3. Les teneurs en MeHg et en Hg chez les organismes des lacs brûlés seraient inférieures à celles des lacs de référence ^(due) à la forte intensité des feux de forêt et conséquent volatilisation du Hg présent dans le bassin versant. *reformuler*
4. La position trophique des organismes benthiques ainsi que celle des poissons exhiberait une corrélation positive avec les concentrations en MeHg et en Hg due à la bioaccumulation du mercure. *! Déjà connue Calava (1994) p.15*
5. La position trophique occupée par les organismes, ainsi que les facteurs affectant la méthylation du Hg, tels que le COD ^(et co-variables), le pH et la température seraient les variables influençant les plus les teneurs en Hg et en MeHg chez les organismes étudiés. *reformuler*



CHAPITRE 1

Methyl mercury accumulation in zooplankton from Shield lakes impacted by fire or forest harvesting: a three-year study

Edenise Garcia et Richard Carignan

Article à soumettre à *Environmental Science & Technology*

Abstract

Methyl mercury (MeHg) concentrations were determined in bulk macromacrozooplankton from 38 boreal Canadian lakes with logged, burnt or undisturbed catchments, between 1996 and 1998. MeHg concentrations in macromacrozooplankton from cut lakes were significantly higher than in reference lakes during mid-summer of the three study years. Higher MeHg levels were observed in cut lakes in comparison to burnt lakes only in the first year following disturbances. Differences between burnt and reference groups were not significant. The pattern of distribution of MeHg along the study period in the three treatments paralleled that of DOC, which is an important vector of Hg from watershed soils to lake water. In cut and burnt lakes, MeHg in macromacrozooplankton showed a significant relationship with the disturbed area to lake volume ratio. MeHg levels varied seasonally in the three treatments: concentrations were the lowest in late spring, then peaked in mid-summer and decreased in late summer. An inter-annual decreasing trend in MeHg was also observed along the three study years.

Introduction

Aquatic organisms can assimilate Hg from food (Hall et al. 1997), from suspended particles (Plourde et al. 1997) or directly from the water (Mason et al. 1995). The bioavailability of Hg in turn is controlled by several biotic and abiotic factors. Among the later, organic matter has been pointed to play an important role in the biogeochemistry of mercury (Cai et al. 1999). Dissolved organic carbon (DOC) of terrestrial origin may act as a vector of Hg(II) and methyl mercury (MeHg) from watersheds to lakes via surface runoff (Lee et al. 2000). DOC also stimulates bacterial methylation of Hg(II) into MeHg, the most toxic and bioaccumulative form of Hg (Ikingura and Akagi 1999). In addition, light attenuation may limit the photo-destruction of MeHg in humic lakes (Sellers et al. 1996). Thereby, catchment disturbances affecting DOC loads to lakes and streams may also interfere with the cycle of mercury in aquatic systems.

In a previous study, we compared the effects of forest clearance by wildfire and logging on methyl mercury (MeHg) contamination of bulk macrozooplankton in 38 boreal Shield lakes (Garcia and Carignan 1999). One year after disturbances, MeHg levels were higher in macrozooplankton from logged lakes in comparison to burnt or undisturbed lakes. The higher MeHg concentrations in macrozooplankton were related to the higher dissolved organic carbon (DOC) concentration in cut lakes and varied seasonally, peaking in mid-summer. Here we examine the trends in MeHg in macrozooplankton from the same lakes during the first three years following watershed disturbances. Seasonal and inter-annual variations in MeHg levels are compared within and among the logged, burnt and reference groups. Macrozooplankton were chosen because these short-lived organisms respond rapidly to environmental changes and may be good indicators of the bioavailability of Hg in freshwater (Paterson et al. 1998, Monson and Brezonik 1999). Furthermore, zooplankton are

consumed by other invertebrates as well as by juveniles and adult fish, and may be important in the transfer of MeHg to the food chain.

Material and methods

Study area

The 38 boreal Shield lakes are located in central Quebec [see detailed description and map in Carignan et al. (2000)]. Lakes were selected on the basis of comparable lake and watershed morphometry. Wetlands, when present, did not exceed 6% of the catchment area. Nine cut lakes had 9-72% of their catchment logged in 1995, whereas other nine lakes had 50-100% of their catchment affected by high intensity fires in this same year. The catchments of reference lakes ($N = 20$) have remained undisturbed for at least 70 years. Three reference lakes (N106, P25, P110) had between 18 and 24% of their catchment harvested in 1997 or 1998 and were excluded from the reference group.

The zooplankton community in the surveyed lakes consisted principally of *Holopedium gibberum*, *Daphnia* spp, adult calanoids and cyclopoids; rotifers were also abundant (Patoine et al. 2000). Zooplankton species richness and diversity, in logged and burnt lakes, one year after disturbances, did not differ from those in reference lakes (Patoine et al. 2001).

Sample collection and laboratory analyses

Water and zooplankton were sampled near the deepest point in each lake from 1996 to 1998 within two weeks of ice-out (late May to early June), in mid-summer (July), and in late summer (late August to mid-September). Zooplankton was collected from vertical hauls using a one-

meter diameter 200 μm mesh net. Each sample of zooplankton was divided into two subsamples. Subsamples for MeHg analysis were transferred into polypropylene bottles, immediately frozen and after freeze-dried. Subsamples for taxonomic identification were narcotized with carbonated water and preserved in 4% formaldehyde. Given the large mesh net used, the samples consisted mostly of adult specimens and larger copepodites, and we will refer to the collected organisms as 'macromacrozooplankton'. Macrozooplankton was identified to the genus level (Annex 1). On the basis of feeding habits (Hutchinson 1967), adult individuals from the different taxa as well as Chaoboridae larva were divided into three groups : filter-feeders (most Cladocera and calanoids), omnivores (cyclopoids) and predators (*Chaoborus*, *Leptodora* and *Epischura*). A fourth group comprised immature forms of Cladocera and copepodites. Dry weight for individuals from all taxa except *Chaoborus* spp was obtained from Pinel-Alloul et al. (1995). Because of the large variation in *Chaoborus* spp size, their dry weight was directly measured for each sample where they were found. We took into account the number of individuals from each taxon as well as the correspondent dry weight in order to estimate the relative biomass of each taxon in a given sample. Results were thereby expressed as a percentage of total biomass.

Light attenuation, Secchi depth, DOC, pH, alkalinity, total phosphorus (TP) and nitrogen (TN), chlorophyll a and major ions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} and Cl^{-}) were taken from Carignan et al. (2000) and Planas et al. (2000). Dissolved organic carbon loading rates to the lakes ($\text{mol C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$) were taken from Lamontagne et al. (2000). Runoff was estimated using three gauged river basins surrounding the study area: the Bell, Chamouchouane and Gatineau rivers (Ministère de l'environnement du Québec); values for each season correspond to a 30-day period before each sampling.

MeHg analysis

Two different methods were used for MeHg analyses of bulk macrozooplankton. In 1996, MeHg measurements followed alkaline digestion, aqueous phase ethylation, gas chromatograph (GC) separation and cold vapor atomic fluorescence detection (CVAFS), using a modification of the method proposed by Bloom (1989). The average coefficient of variation for duplicate samples was 8%. Certified reference materials (DORM-1, National Research Council of Canada) were run every four or five samples and recoveries averaged $0.692 \pm 0.045 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ ($N = 25$), or $94.7 \pm 6.2\%$ of the certified value.

MeHg concentration in macrozooplankton collected in 1997 and 1998 was determined by dichloromethane (DCM) extraction, followed by gas chromatography separation and atomic fluorescence detection (GC-AFS) using a modification of the method described in Cai et al. (1997). Subsamples ($\sim 200 \text{ mg}$) of freeze-dried bulk macrozooplankton were digested for 6 hours into 5 mL of 6 M KOH at room temperature. The pH of the digestates was lowered below 3 with 6 N HCl. Five mL of acidic KBr/CuSO₄ mixture (3:1) and 5 mL of DCM were added, followed by overnight extraction on a shaker. One mL of the organic layer was removed after centrifugation and extracted with 1 mL of 0.01-M sodium thiosulfate for 45 minutes. The aqueous phase (0.5 mL) was then back-extracted into DCM with acidic KBr/CuSO₄ for 15 minutes. The solvent was removed and dried with anhydrous sodium sulfate prior to analysis using GC-AFS (PS Analytical mercury speciation system). The coefficient of variation of 18 samples analyzed in duplicate averaged 8.8%. Certified reference material (DORM-2, National Research Council of Canada) was run every 12 samples; mean MeHg recovery was $103.5 \pm 2.5\%$ of the certified value ($4.47 \pm 0.32 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$). Recovery of MeHg from spiked samples averaged $98.5 \pm 13.5\%$. Three macrozooplankton samples collected in 1996 were analyzed using both methods. Acid digestion

followed by DCM extraction yielded an average concentration 7% (\pm 4%) higher than that obtained using the alkaline digestion followed by ethylation.

Data analysis

Among-group differences for a given year or season were assessed using ANOVA. Repeated-measures ANOVA (RMA) was applied to detect changes in MeHg concentrations over seasons and years for each treatment. Pearson correlation coefficients between MeHg in macrozooplankton and environmental and biological variables were calculated separately for cut, burnt and reference lakes. The Bonferroni method was used to correct the p values of correlation coefficients. Stepwise multiple regressions were performed to identify the main abiotic and biotic factors related to MeHg in macrozooplankton. When necessary, data were log-transformed to ensure normality and homoscedasticity. Statistical analyses were performed using JMP IN 3.2.6 and StatGraphics Plus 2.1 packages.

Results

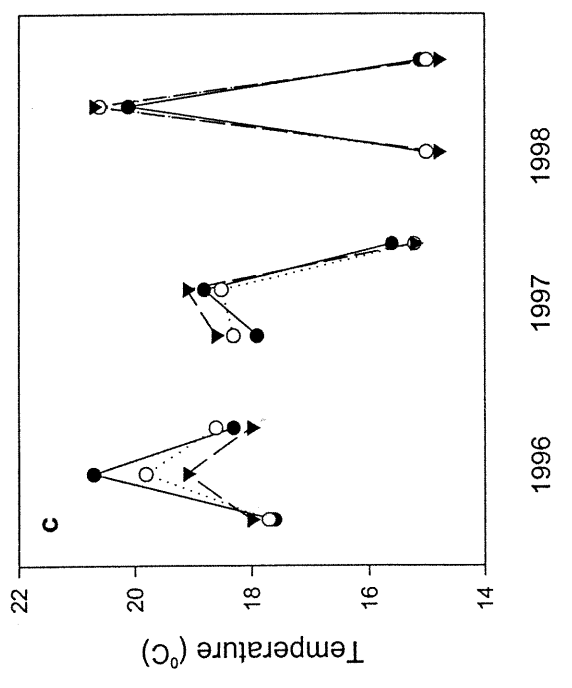
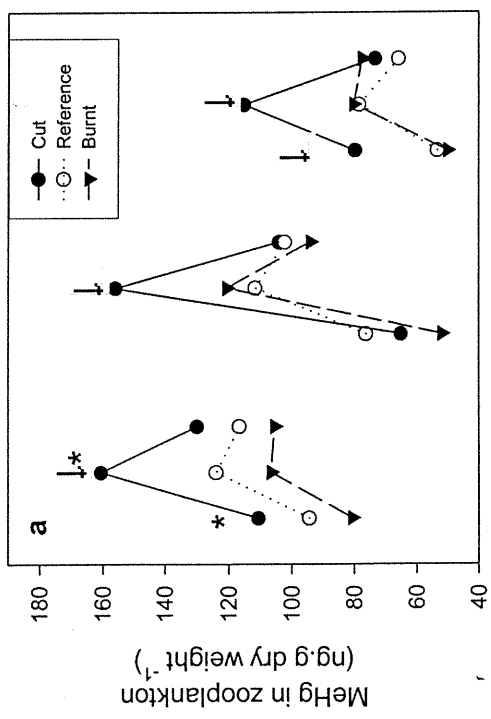
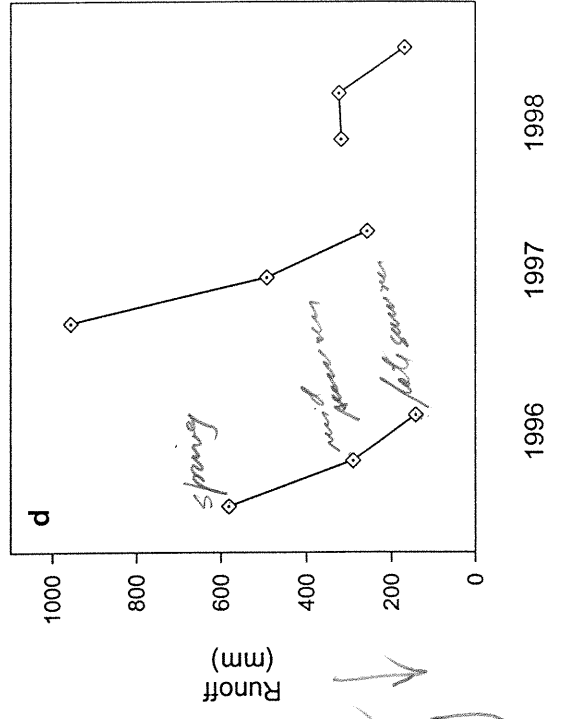
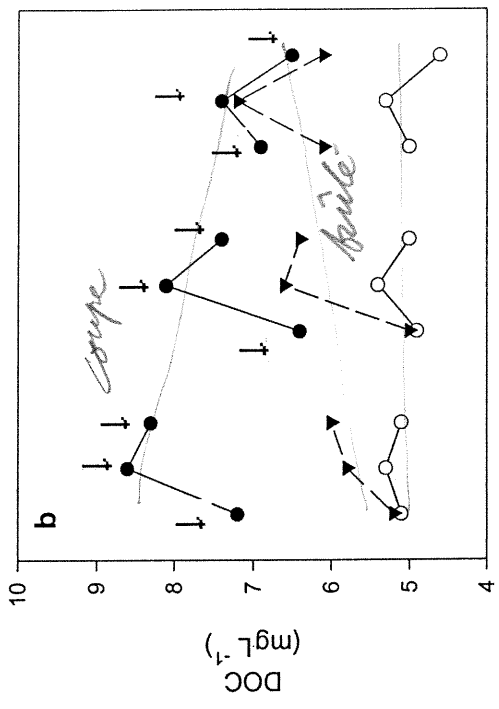
Macrozooplankton composition

The samples collected in the three groups of lakes were quite homogeneous in terms of macrozooplankton composition. No significant among-treatment difference in the relative biomass of the 4 groups of macrozooplankton was observed during the 3 study years (Table 1). Macrozooplankton biomass was dominated by filter-feeders, which represented in average between 71 and 82% of the biomass in a given treatment. Predators, when present, were mostly *Chaoborus* spp and

Table 1. Relative biomass of macrozooplankton feeding groups in cut, burnt and reference lakes from 1996 to 1998.

	Cut			Burnt			Reference		
	1996	1997	1998	1996	1997	1998	1996	1997	1998
Filter-feeders	78.0	78.6	81.7	81.0	71.4	76.9	79.0	77.7	79.2
Omnivores	10.7	12.9	10.2	11.1	20.9	15.8	11.5	14.7	13.9
Predators	9.8	8.3	7.9	5.2	7.5	6.9	6.6	6.7	5.3
Immature individuals	1.5	0.2	0.2	2.7	0.2	0.4	2.9	0.9	1.6

Figure 1. Trends in: (a) MeHg levels in zooplankton, (b) DOC concentrations, (c) epilimnetic water temperature, and (d) runoff in late spring, mid and late summer from 1996 to 1998. Arrows and asterisks indicate significantly higher levels in cut lakes in comparison with reference and burnt lakes, respectively.



less ice

Hg

represented up to 10% of the average biomass in each group of lakes. Immature individuals accounted for at most 6% of the total zooplankton biomass. Samples collected in spring showed the highest proportion of immature individuals, whereas samples collected in mid-summer had the lowest proportion (RMA, $p < 0.05$). Rotifers, although abundant in the study lakes (Patoine et al. 2000), were under-represented in our samples due to the use of a 200- μm -mesh net.

MeHg concentrations in macrozooplankton

MeHg concentrations in bulk macrozooplankton ranged from 22 to 202 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight in reference lakes, from 35 to 240 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight in cut lakes and from 17 to 377 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight in burnt lakes. These ranges are comparable to those observed by Westcott and Kalff (1996) in 24 Canadian lakes (18 to 448 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) and by Watras et al. (1998) in 15 northern Wisconsin lakes (6 to 161 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight). The highest MeHg levels were consistently observed in samples collected in a partially burnt lake (FP2) and were significantly higher (t-test, $p < 0.05$) than the average MeHg in burnt lakes. Contrary to most burnt lakes, which had more than 90% of their watershed affected by high intensity fire, only 50% of the watershed of Lake FP2 was burnt. Lake FP2 was therefore excluded from among-treatment comparisons.

Seasonal and inter-annual variations in MeHg

A clear seasonal pattern in MeHg in macrozooplankton was observed in reference as well as in disturbed lakes during the three-year period. Concentrations were the lowest in late spring then peaked in mid-summer and decreased in late summer (Figure 1a). In reference lakes, MeHg concentrations increased in average by 30% between late spring

and mid-summer. In cut and burnt lakes, MeHg levels were from 32 to 140% higher in mid-summer compared to late spring. Significant decreases in MeHg between mid-summer and late summer were observed in cut lakes in the three years (from 19 to 36%). Such a decrease between mid-summer and late summer was significant only in 1998 for reference lakes (16%) and in 1997 for burnt lakes (22%).

Mean MeHg levels in macrozooplankton tended to decrease during the three study years (Figure 2, ANOVA, $p < 0.05$). This trend was observed in the three groups of lakes, but was not always significant. In reference lakes, MeHg levels decreased by 13% between 1996 and 1997, but the difference between the two years was not significant. Between 1997 and 1998 a significant 28%-decrease occurred. In logged and burnt lakes, concentrations of MeHg decreased by 19% between 1996 and 1997 and by 17% between 1997 and 1998; only differences between 1996 and 1998 were significant. In burnt lakes, a non-significant 13%-decrease was observed between 1996 and 1997, as well as between 1997 and 1998.

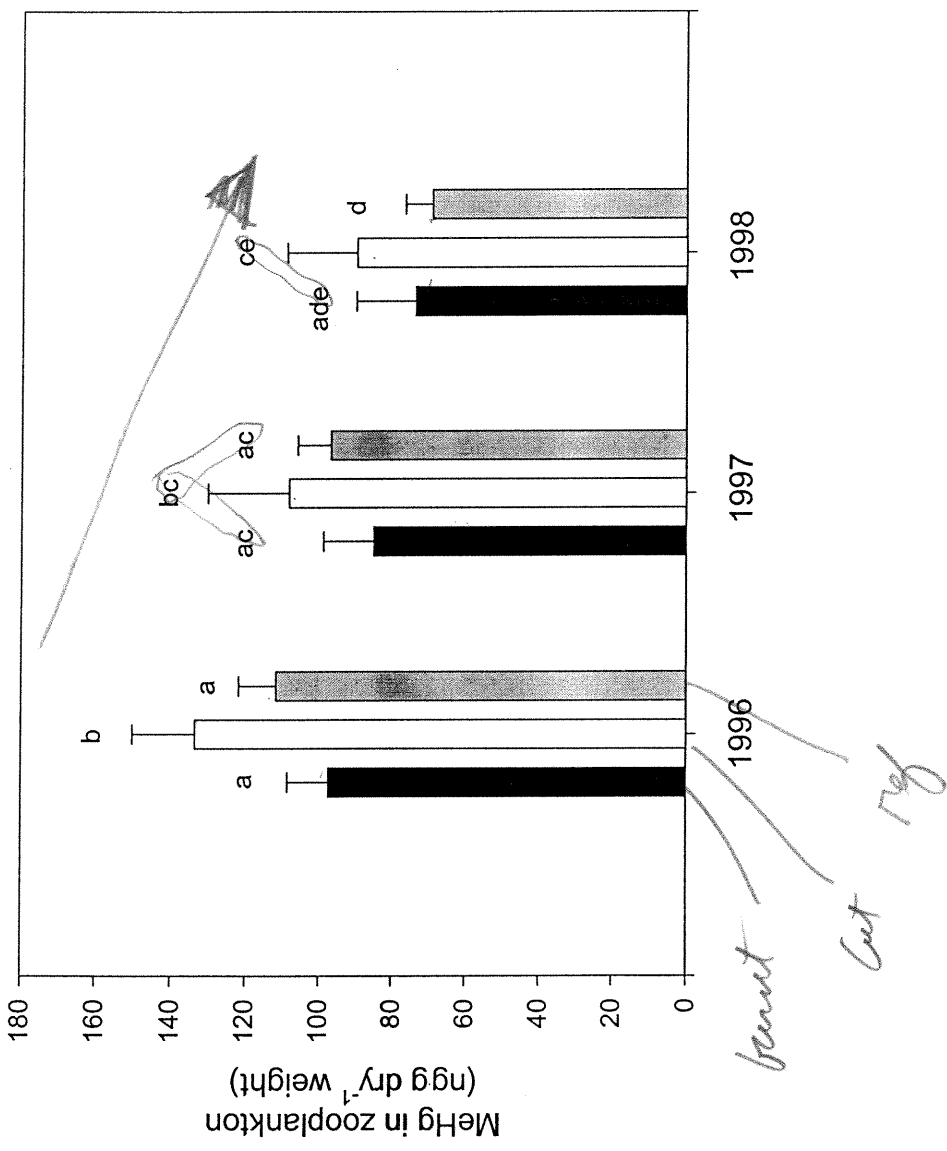
Among-treatment variations in MeHg

MeHg in macrozooplankton from logged lakes was consistently higher than in reference lakes in mid-summer in the three study years, whereas in late spring and late summer MeHg levels did not differ significantly between these two groups of lakes (Figure 1a), except in spring 1998. MeHg levels in macrozooplankton from burnt lakes were lower than in cut lakes, but differences were significant only in late spring and mid-summer 1996. MeHg in burnt and reference lakes did not differ significantly.

For the three reference lakes logged during the study, trends in MeHg were quite variable. In Lake N106, which had its catchment logged

Figure 2. Average MeHg concentrations in zooplankton from cut (open bars, $N = 9$), burnt (black bars, $N = 9$) and reference lakes (gray bars, $N = 20$) for the first three years following disturbances. Error bars represent 95% confidence intervals. Different letters indicate significant mean differences (ANOVA or RMA, $p < 0.05$).

Baie [de Hg]
 dans zoo
 phénomène transverse
 période de
 origine de cette tendance
 apparente ?



in 1996, a 8%-increase in MeHg was observed in mid-summer 1997, followed by a 24%-decrease in mid-summer 1998. Lakes P25 and P110 showed an opposite trend in MeHg in 1998, one year after logging: MeHg levels decreased by 30% in Lake P25, whereas in lake P110 a 13%-increase was observed. A slight increase in DOC concentrations (< 7%) was observed in lakes N106 and P110 following harvesting, whereas in Lake P25 no change was observed.

Environmental variables influencing MeHg in macrozooplankton

A significant correlation between MeHg in macrozooplankton and the disturbed area to lake volume ratio was observed in cut (Figure 3a, $\text{Log MeHg} = 3.93 + 0.48 \text{ CUT/VOL}$; $r = + 0.59$, $p < 0.01$) and in burnt lakes (Figure 3b, $\text{Log MeHg} = 4.22 + 0.10 \text{ BURNT/VOL}$; $r = + 0.47$, $p < 0.05$). MeHg in macrozooplankton from the three groups of lakes also correlated positively with DOC concentrations (Figure 4, Table 2). Similarly to MeHg, DOC concentrations were higher in cut lakes relative to reference lakes (Figure 5). In burnt lakes, concentrations of DOC were intermediate, but did not differ significantly from those of the other two groups of lakes. DOC concentrations tended to decrease with time in cut lakes and to increase in burnt lakes. DOC was the only common variable to the three multiple regression models explaining the variability in MeHg in macrozooplankton in each treatment (Table 3).

DOC concentrations also exhibited a peak in mid-summer (Figure 1b), but the observed seasonal variations were not significant in the three groups of lakes. In reference lakes, DOC concentrations were between 4 and 10% higher in mid-summer than in late spring, whereas in disturbed lakes increases in DOC varied from 7 to 32% between the two seasons during the three study years. Decreases in DOC concentrations between mid and late summer averaged 5% in the three groups of lakes in 1996

Figure 3. Relationships between MeHg in macrozooplankton (from 1996 to 1998) and (A) harvested surface area to lake volume ratio, and (B) burnt surface area to lake volume ratio.

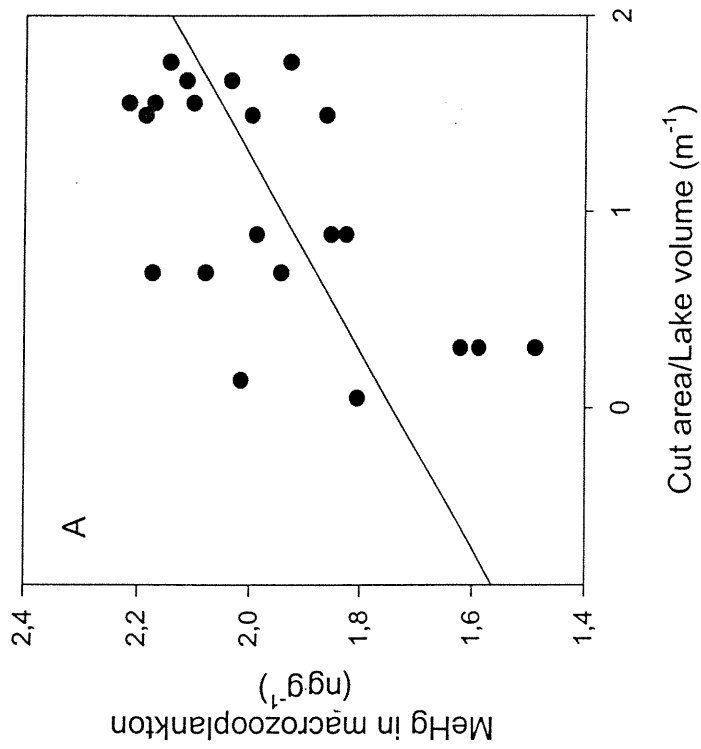
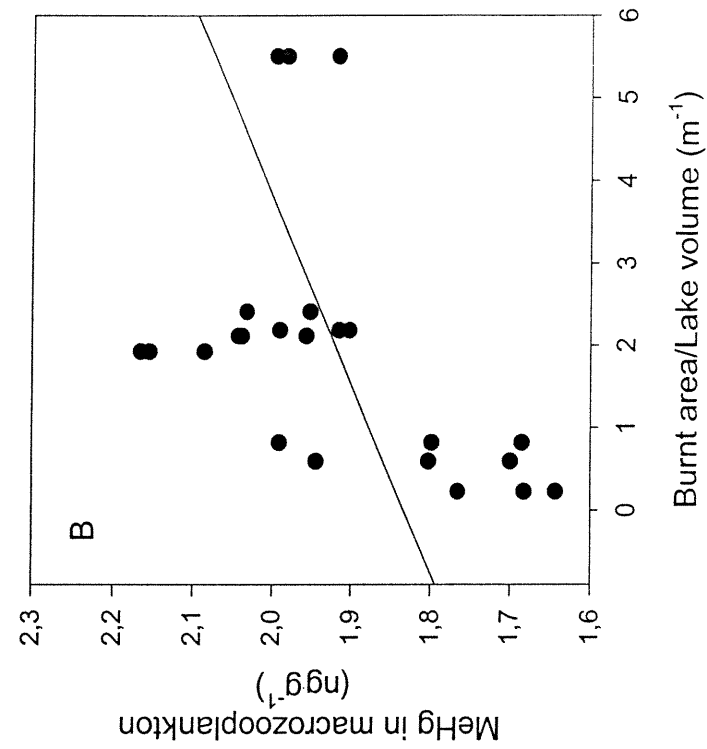


Figure 4. Relationships between MeHg in macrozooplankton and DOC concentrations in cut (C), burnt (F), and reference (R) lakes for 1996, 1997 and 1998.

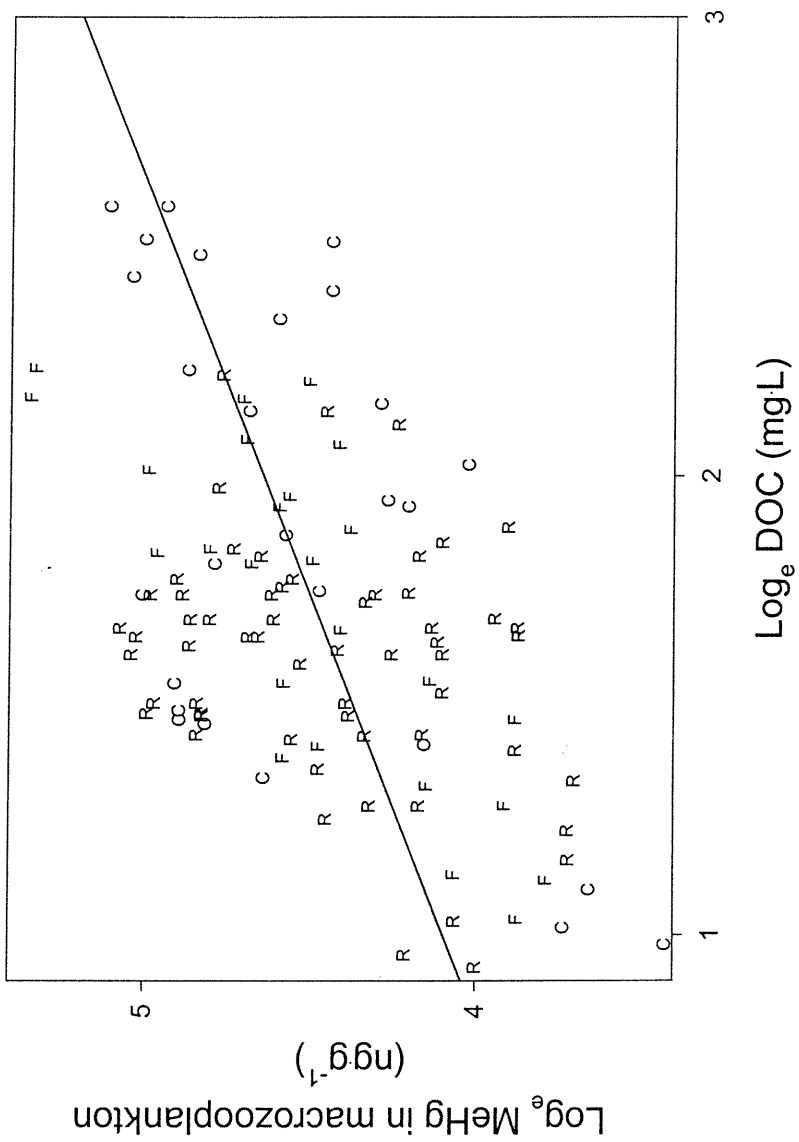


Table 2. Pearson correlation coefficients observed between mean MeHg levels in zooplankton in 1996, 1997 and 1998 and chemical and morphometric variables.

	Cut (N = 27)	Burnt (N = 24)	Reference (N = 48)
Alkalinity	- 0.42	- 0.48	0.011 n.s.
pH	- 0.45	- 0.49	0.011 n.s.
DOC	+ 0.55	+ 0.76	0.000 + 0.30
DOC loading	+ 0.62	+ 0.57	0.003 + 0.36
TN	+ 0.47	+ 0.45	0.019 + 0.41
SO ₄ ²⁻	+ 0.62	+ 0.48	0.017 + 0.28
Mean epilimnetic temperature	+ 0.69	+ 0.62	0.001 + 0.66

Note : Pearson correlation coefficients are significant at the Bonferroni-corrected probability level of (0.05/7) 0.007.

Figure 5. Box plot showing median values with the 25th and 75th and the 5th and 95th percentiles of annual average concentrations of DOC in reference (open boxes, $N = 17$), cut (hatched boxes, $N = 7$), and burnt lakes (cross-hatched boxes, $N = 9$). The tick horizontal lines indicate between-treatment differences : for a given year, boxes with different levels are significantly different. Arrows on top of the box indicate significant increasing or decreasing trends with time compared with the reference group (paired RMA).

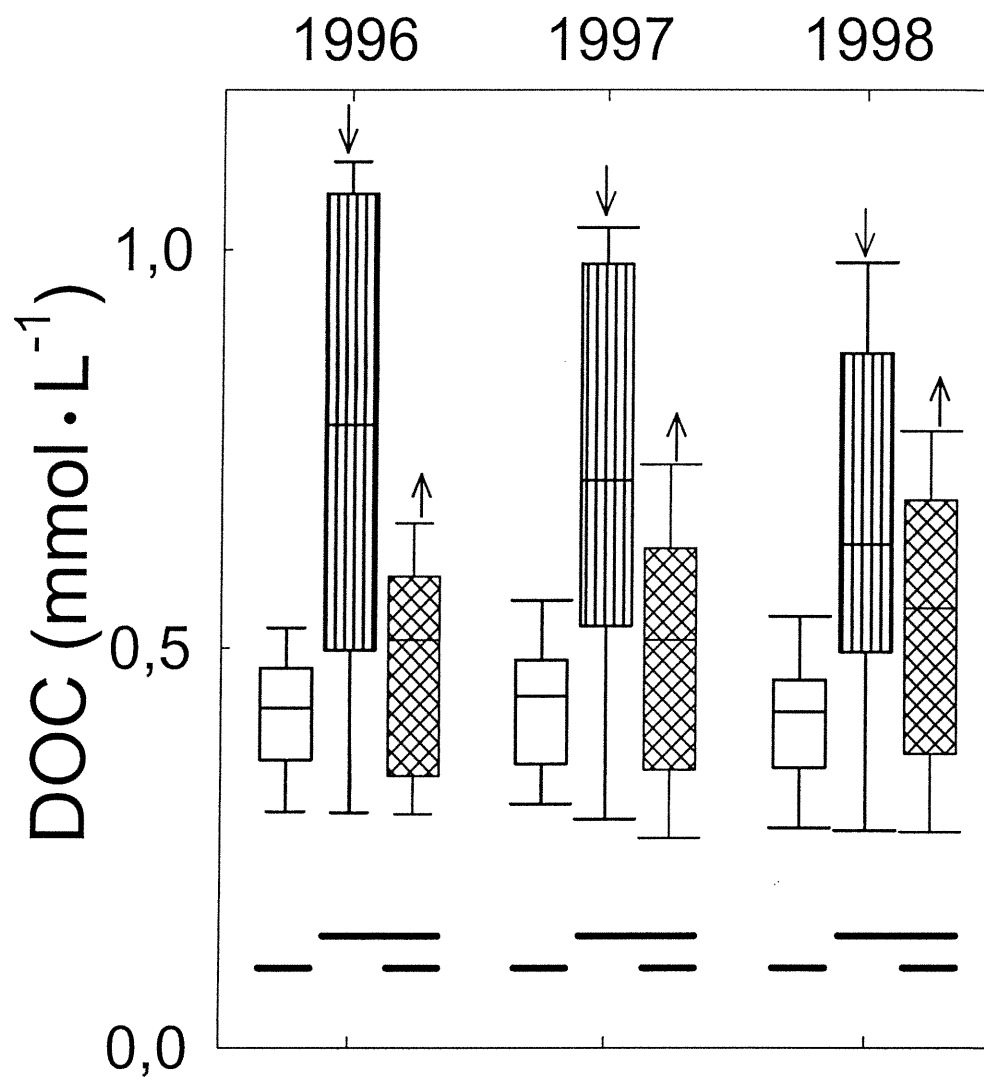


Table 3. Multiple regression models of yearly averages of MeHg in zooplankton and environmental variables for cut (1), burnt (2) and reference lakes (3).

(1) $\text{Log (MeHg)} = 1.28 \pm 0.63 + 0.09 \pm 0.04 \text{ Temperature}^* + 1.09 \pm 0.31 \text{ SO}_4^{-2**} + 0.40 \pm 0.11 \text{ log (DOC)**}$					
r^2 partial		0.46		0.14	0.10
R^2 adjusted = 0.70	$F = 20.8$	$p < 0.0001$	$N = 27$	$SE_{\text{est}} = 0.25$	
(2) $\text{Log (MeHg)} = 4.25 \pm 0.64 + 0.79 \pm 0.18 \text{ log DOC}^{***} - 0.26 \pm 0.11 \text{ log (Alkalinity)}^*$					
r^2 partial		0.56		0.08	
R^2 adjusted = 0.64	$F = 21.5$	$p < 0.0001$	$N = 24$	$SE_{\text{est}} = 0.29$	
(3) $\text{Log (MeHg)} = 0.79 \pm 0.71 + 0.20 \pm 0.04 \text{ Temperature}^{***} + 0.24 \pm 0.09 \text{ log DOC}^{**}$					
r^2 partial		0.32		0.09	
R^2 adjusted = 0.41	$F = 17.1$	$p < 0.0001$	$N = 48$	$SE_{\text{est}} = 0.31$	

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

and 1997. In 1998, decreases in DOC were more accentuated (13% in average). Contrasting temporal trends in DOC concentrations were observed in disturbed lakes: DOC concentrations tended to decrease significantly from one year to another in logged lakes and to increase in burnt lakes (Carignan et al. 2000).

MeHg in macrozooplankton was also correlated with epilimnetic temperature (+), TN (+) and sulfate (+) in the three groups of lakes, and with pH (-) and alkalinity (-) only in disturbed lakes (Table 2). Except for sulfate in cut lakes and water temperature in the three treatments, the correlations were not significant when corrected for multiple tests carried out simultaneously. Seasonal and inter-annual differences in epilimnetic temperature (Figure 1c) and in runoff (Figure 1d) were also observed. Mean epilimnetic temperature was highest in 1996 and lowest in 1998. Runoff was highest in 1997, the wettest year, and lowest in 1998. Runoff peaked in late spring and decreased in the following seasons. In 1996 and 1997, runoff decreased by 50% between late spring and mid-summer, whereas in 1998 differences between both seasons were not significant. A 50%-decrease in runoff in late summer relative to mid-summer was observed in the three study years.

Discussion

Due to the MeHg biomagnification, the presence of predatory species would be expected to increase MeHg levels in a bulk sample of macrozooplankton. Inversely, immature individuals would be expected to accumulate less MeHg than adults, thereby influencing negatively MeHg levels in the whole sample. In our study, higher predator biomass, which consisted mostly of *Chaoborus* spp, was not related with higher MeHg concentrations in bulk macrozooplankton. This finding is supported by those of Back and Watras (1995) who found even lower MeHg levels in

Chaoborus spp than in their presumed macrozooplankton prey. Immature individuals, in turn, represented a small proportion of the total biomass of macrozooplankton and unlikely influenced among-season or among-treatment variations in MeHg.

MeHg levels in macrozooplankton showed marked seasonal trends, regardless of treatment. Several mechanisms may explain this seasonal variability in MeHg, including runoff and DOC loading to lakes, water temperature and individuals life stage. Meili and Parkman (1988) have also reported a total Hg increase in zooplankton during the summer in Swedish lakes. In a seasonally stratified lake, Regnell et al. (1997) observed an increase in Hg/MeHg concentrations in the aquatic biota during the fall, which was related to the release of MeHg stored in the anoxic hypolimnetic water into the mixed layer.

The seasonal variations in MeHg matched that of DOC in the three treatments. According to other studies, co-transport of DOC and Hg/MeHg to lakes can be influenced by variations in runoff (Lee et al. 2000), which, in turn, is controlled by temperature and precipitation. Clair and Ehrman (1996) modeled the changes in DOC export under different combinations of temperature and precipitation. These authors pointed to the importance of temperature and precipitation on soil organic matter decomposition, mineralization and evapotranspiration.

In the study region, maximum runoff takes place during the months of April and May, during the snow melt, when from 30 to 40% of annual runoff occurs (Ministère de L'Environnement du Québec). At this period, greater amounts of terrestrial elements enter the lakes. Although the DOC and Hg pools in lakes are increased during the spring, the rapid dilution during spring freshet may result in decreased concentrations of these elements in the water. Such dilution can explain the lowest MeHg levels observed in macrozooplankton following snow melt. Inversely, lower MeHg concentrations can not be related to a biodilution due to an algal spring

bloom since no significant seasonal variation in algal biomass was observed in the three treatments.

A clear mid-summer pulse was observed in the three groups of lakes during the three-year survey. The amplitude of this pulse was highest in disturbed lakes, where MeHg in macrozooplankton was from 32 to 140% higher in mid-summer than in late spring. In reference lakes, the increase in MeHg during mid-summer was less accentuated (30%) and constant between 1996 and 1998. Higher water temperature during mid-summer would have favored both bacterial methylation of inorganic Hg and MeHg uptake by macrozooplankton. The positive relationship between MeHg and epilimnetic temperature in the three groups of lakes supports this observation.

Differences in the amplitude of MeHg mid-summer pulse between disturbed and reference lakes can not be only related to variations in water temperature. Most of the among-treatment differences in MeHg were observed in mid-summer, despite of the similar water temperature in the three groups of lakes at this season. We hypothesize that a combination of soil organic matter decomposition, Hg reaching the lakes and higher epilimnetic temperature in mid-summer would be responsible for the observed differences in MeHg. Although runoff was lower in mid-summer than in late spring, it was likely high enough to sustain the transfer of Hg from watershed soils to lake water. This transfer would be especially accentuated in logged and burnt lakes, where an increased runoff may be expected due to reduced evapotranspiration (Bayley et al. 1992, Plamondon 1993). In late summer, lower runoff coupled with lower water temperature would have affected methylation rates and macrozooplankton metabolism, resulting in a decrease in MeHg levels compared to mid-summer.

Inter-annual decreasing trends in MeHg in cut and burnt lakes were similar to those observed in reference lakes and thereby can not be

attributed to among-treatment differences in environmental variables. A similar decreasing trend was observed in the epilimnetic temperature in the three groups of lakes and could explain the variations in MeHg in macrozooplankton. Changes in hydrological conditions in the study area would also be expected to be related to such variations. However, in 1997, the wettest year, even if runoff levels were 23% higher than in 1996, MeHg in macrozooplankton tended to decrease in the three treatments.

The correlation between MeHg and the logged area to lake volume ratio indicates that forest harvesting influences MeHg concentrations in macrozooplankton. Such influence can be attributed in part to the higher amount of DOC reaching the cut lakes in comparison to reference and burnt lakes. Because Hg tends to associate with humic substances in the upper layer of the soil, the impact of logging on the bioavailability of Hg in aquatic systems may be initially controlled by an increased co-transport of Hg-bound to organic matter. The positive relationship between MeHg levels in macrozooplankton and DOC loading to lake water or DOC concentration in the three groups of lakes support this mechanism. Inputs of organic matter in lake water can also affect Hg speciation by stimulating the bacterial methylation of Hg (French et al. 1999) and by decreasing MeHg photodegradation rates (Sellers et al. 1996). However, despite the differences in DOC concentrations between cut and reference lakes during late spring and late summer, differences in MeHg between the two treatments were not significant in those seasons, except in early spring 1998. Thus, higher DOC concentrations alone could not explain the observed among-treatment differences in MeHg.

The effect of clear-cutting on DOC and MeHg concentrations in the three lakes logged during our study was limited due to the small fraction of the drainage area harvested. Variations in DOC concentrations in lakes N106 and P110 were consistent with the impact model proposed by Carignan et al. (2000), which takes into account the ratios between

catchment area to lake volume and harvested area to lake volume. The observed decrease in MeHg in macrozooplankton in lakes P25 and N106 in 1998 were on the same order of that observed in reference lakes. Variations in environmental factors, however, do not support the observed increase in MeHg in Lake P110 in 1998 relative to 1997.

Similarly to cut lakes, a positive correlation was observed in the burnt group between MeHg in macrozooplankton and the disturbed area to lake volume ratio. However, even if fire affected a larger proportion of the watershed area (+ 90%) than did logging, significant differences in MeHg concentration in macrozooplankton were not observed between fire and reference lakes. Although MeHg in macrozooplankton and DOC showed a significant positive correlation, the inter-annual increasing trend in DOC concentrations was not paralleled by an increase in MeHg. High intensity fires may have reduced the Hg pool by volatilization. Likewise, high phytoplankton biomass in burnt lakes (Planas et al. 2000) may have caused a biological dilution of the available Hg. However, a significant negative correlation between chlorophyll *a* and MeHg was observed only during the first year following fire.

Lake acidity and sulfate concentrations are known to play an important role in the biochemistry and availability of Hg (Winfrey and Rudd 1990, Heyes et al. 2000), which may explain the inclusion of sulfate and alkalinity in the multiple regression models for cut and burnt lakes, respectively. Several studies have reported a negative correlation between MeHg concentrations in the aquatic biota and lake water pH or alkalinity (Jensen 1988, Westcott and Kalff 1996). Low pH conditions may affect the speciation of Hg by enhancing the bacterial production of MeHg in the water column or at the sediment surface (Xun et al. 1987). Acidity can also favor the uptake of organic and inorganic Hg by aquatic organisms (Rodgers and Beamish 1983). In reference and cut lakes, the narrower pH

range (< 1.6 units) rendered unlikely the inclusion of this factor in the models predicting MeHg in macrozooplankton. *≠ narrow range*

Laboratory incubations (Heyes et al. 2000) and *in situ* sulfate additions (Branfireun 1999) indicated that MeHg formation may be limited by sulfate. These findings support a positive relationship between Hg in the biota and sulfate concentrations, as suggested by the present results and by a previous one on northern pike from the same lakes (Garcia and Carignan 2000).

Higher MeHg concentrations in macrozooplankton from cut lakes relative to reference lakes were only detectable during mid-summer in the three study years. Based on our findings we can speculate that bacterial MeHg production in cut lakes was enhanced due to the higher amounts of substrate for methylation (inorganic Hg) and for bacterial activity (DOC) entering the lakes, in association with higher water temperature in mid-summer. The observed seasonal variations in MeHg emphasizes the importance of taking into account the sample period in comparative studies of MeHg accumulation in short-lived organisms such as macrozooplankton.

Acknowledgements

This research was supported by the Canadian Network of Centres of Excellence on Sustainable Forest Management and by an American States Organization scholarship to E. Garcia. We thank Dolors Planas and Sébastien Lamontagne for providing the chlorophyll *a* and the DOC loading data. We also thank Alain Patoine, Ginette Méthot, Nelson Driscoll and Johnattan Holmes for assistance in field and laboratory.

References

- Back, R.C., and Watras, C.J. 1995. Mercury in macrozooplankton in northern Wisconsin lakes : taxonomic and site specific trends. *Wat. Air Soil Pollut.* 80: 931-938.
- Bayley, S.E., Schindler, D.W., Beaty, K.G., Parker, B.R., and Stainton, M.P. 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 577-583.
- Bloom, N.S. 1989. Determination of picogram levels of methylmercury by aqueous phase ethylation, followed by cryogenic gas chromatography with cold vapour atomic fluorescence detection. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 : 1131-1140.
- Cai, Y., Tang, G., Jaffé, R., and Jones, R. 1997. Evaluation of some isolation methods for organomercury determination in soil and fish samples by capillary gas chromatography-atomic fluorescence spectrometry. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 68: 331-345.
- Cai, Y., Tang, G., Jaffé, R., and Jones, R. 1999. Interactions between dissolved organic carbon and mercury species in surface water of the Florida Everglades. *Appl. Geochem.* 14: 395-407.
- Carignan, R., D'Arcy, P., and Lamontagne, S. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl.2) : 105 -117.
- Clair, T.A., and Ehrman, J.M. 1996. Variation in discharge, dissolved organic carbon and nitrogen export from terrestrial basins with changes in climate: a neural network approach. *Limnol. Oceanogr.* 41: 921-927.

- French, K.J., Scruton, D.A., Anderson, M.R., and Schneider, D.C. 1999. Influence of physical and chemical characteristics on mercury in aquatic sediments. *Wat. Air Soil Pollut.* 110: 347-362.
- Garcia, E., and Carignan, R. 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl Hg in macrozooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 339-345.
- Garcia, E., and Carignan, R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl.2) : 129 -135.
- Hall, B.D., Bodaly, R.A., Fudge, R.J.P., Rudd, J.W.M., and Rosenberg, D.M. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Wat. Air Soil Pollut.* 100: 13-24.
- Heyes, A. Moore, T.R., Rudd, J.W.M, and Dugoua, J.J. 2000. Methyl mercury in pristine and impounded boreal peatlands, Experimental Lakes Area, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 : 2211-2222.
- Hutchinson, G.E. 1967. A treatise on limnology. Volume II: Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons Inc. New York. 1115 p.
- Ikingura, J.R., and Akagi, H. 1999. Methyl mercury production and distribution in aquatic systems. *Sci. Total Environ.* 234 : 109-118.
- Jensen, A.L. 1988. Modeling the effect of acidity on Hg uptake by walleye in acidic and circumneutral lakes. *Environ. Poll.* 50: 285-294.
- Lamontagne, S., Carignan, R., D'Arcy, P., Prairie, Y.T., and Paré, D. 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl.2) : 118 -128.
- Lee, Y.H., Bishop, K.H., and Munthe, J. 2000. Do concepts about catchment cycling of methyl mercury and mercury in boreal catchments stand the test of time? Six years of atmospheric inputs

and runoff export at Svartberget, northern Sweden. *Sci. Total Environ.* 260 : 11-20.

Mason, R.P., Reinfelder, J.R., and Morel, F.M.M. 1995. Biaccumulation of mercury and methylmercury. *Wat. Air Soil Pollut.* 80: 915-921.

Monson, B.A., and Brezonik, P.L. 1999. Influence of food, aquatic humus, and alkalinity on methylmercury uptake by *Daphnia Magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 18 : 560-566.

Paterson, M.J., Rudd, J.W.M, and St. Louis, V. 1998. Increases in total and methylmercury in macrozooplankton following flooding of a peatland reservoir. *Environ. Sci. Technol.* 32 : 3868-3874.

Patoine, A. Pinel-Alloul, B., Prepas, E.E., and Carignan, R. 2000. Do logging and forest fires influence macrozooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes ? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (Suppl. 2) : 155-164.

Patoine, A. Pinel-Alloul, B., and Prepas, E.E. 2001. Effects of catchment perturbations by logging and wildfires on zooplankton species richness and composition in Boreal Shield lakes. *Freshwater Biology* (accepted).

Pinel-Alloul, B., Méthot, G., and Pilett, F. 1995. Coldwater lakes project. Studies of timber management effects on aquatic ecosystems macrozooplankton communities in natural lakes : pre-deforestation 1991 year. Summary report presented to the Center for northern forest ecosystem research (CNFER).

Plamondon, A.P. 1993. Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité. Rapport pour le Ministère des Forêts du Québec. Université de Laval, Laval, Qué.

Planas, D., Desrosiers, M., Groulx, S.-R., Paquel, S., and Carignan, R. 2000. Pelagic and benthic algal responses en eastern Canadian

- Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl.2) : 136 -145.
- Plourde, Y., Lucotte, M., and Pichet, P. 1997. Contribution of suspended particulate matter and macrozooplankton to MeHg contamination of the food chain in midnorthern Quebec (Canada) reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 821 –831.
- Regnell, O., Ewald, G., and Lord, E. 1997. Factors controlling temporal variation in methyl mercury levels in sediment and water in a seasonally stratified lake. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1784-1795.
- Rodgers, D.W.A., and Beamish, F.W.H. 1983. Water quality modifies uptake of waterborne methylHg by rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 : 824-828.
- Sellers, P., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M. and MacHutchon, A.R. 1996. Photodegradation of methylmercury in lakes. *Nature* 380 : 694-697.
- Watras, C.J., Back, R.C., Halvorsen, S., Hudson, R.J.M., Morrison, K.A. and Wente, S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food web. *Sci. Total Environ.* 219 : 183-208.
- Westcott, K. and Kalff, J. 1996. Environmental factors affecting methylmercury accumulation in macrozooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 : 2221-2228.
- Winfrey, M.R., and Rudd, J.W.M. 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes : a review. *Environ. Toxicol. Chem.* 9 : 853-869.
- Xun, L., Campbell, N.E.R., and Rudd, J.W.M. 1987. Measurements of specific rates of net methyl mercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 : 750 -757.

CHAPITRE 2

Methyl mercury in benthic invertebrates from Boreal Shield lakes impacted by wildfire and forest harvesting

Edenise Garcia et Richard Carignan

Article à soumettre à *Science of Total Environment*

Abstract

Methyl mercury (MeHg) concentrations were compared, two and four years after disturbances, in Amphipoda, Trichoptera, Ephemeroptera and Odonata from boreal Shield lakes with logged, burnt or undisturbed catchments. No significant treatment effects were detected four years after disturbances. The highest MeHg levels were observed in lakes where the invertebrates had been collected two years after forest harvesting. MeHg concentrations in benthic invertebrates increased with trophic position, as defined with stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$), and was correlated with total Hg in yellow perch and northern pike. In seven lakes with Ephemeroptera, Odonata, perch and pike, the biomagnification factor (BMF) between organisms occupying successive trophic levels ranged from 1 to 20 and was highest between Ephemeroptera and Odonata. $\delta^{15}\text{N}$ values in Amphipoda, Ephemeroptera and Odonata from fire impacted lakes were significantly higher than in reference or cut lakes.

1. Introduction

Sediments are an important site of accumulation and chemical and biological transformation of anthropogenic trace metals. Littoral sediments, in particular, are a site of bacterial methylation of inorganic mercury (Xun et al. 1987), and therefore are a potentially important source of methyl mercury (MeHg) to benthic invertebrates. These organisms in turn may intermediate the mercury flow to fish (Wong et al. 1997). In the littoral sediments, bacterial methylation can be stimulated by several environmental factors, including temperature, contents of organic carbon and pH (French et al. 1999). These environmental variables, as well as Hg loading to lakes, can be influenced by natural and human perturbations, such as forest fires (Caldwell et al. 2000), acidification (Xun et al. 1987) and reservoir impoundment (Montgomery et al. 2000).

In previous studies on 38 Canadian Shield lakes with cut, burnt or undisturbed watersheds, we have observed higher MeHg concentrations in zooplankton and higher total Hg in northern pike from recently logged lakes (Garcia and Carignan 1999, 2000). The purpose of this study is to compare the same lakes in order to determine if fire and forest harvesting influence MeHg levels in benthic invertebrates collected 2 and 4 years after disturbance. We also investigate the relationships between MeHg in benthic invertebrates and total Hg in fish, yellow perch (*Perca flavescens*) and northern pike (*Esox lucius*), as well as the biomagnification of mercury along the food chain.

2. Materials and methods

2.1 Study area

The 38 study lakes are located on the Canadian Shield in central Quebec (see map in Carignan et al. 2000). Nine burnt lakes had 50 to 100% of

their watershed cleared by high-intensity fires in 1995. The catchment of 17 reference lakes had remained undisturbed for at least 70 years. Eight lakes had 9-72% of their watershed harvested in 1995. One lake (C2) had 30% of its watershed harvested in 1995, with an additional logging of 41% of its watershed in 1998. Three other lakes (P25, P110 and N106) had 18, 22 and 24%, respectively, of their watershed clear cut between the winter of 1996-1997 and the winter of 1997-1998. Because benthic invertebrates were collected in 1999, lakes harvested in 1995 are referred to as "4-year logged lakes", whereas lakes C2, P25, P110 and N106 are designated as "2-year logged lakes". The lakes were chosen to minimize differences in size, basin morphometry and catchment properties. Wetlands, when present, did not exceed 6% of the drainage area of the study lakes.

2.2 Sampling

All benthic invertebrates from the 38 lakes were sampled in July 1999, two or four years after disturbances. Invertebrates were collected at two stations in the littoral zone of each lake (< 2m deep) using hand-held dip nets with a 500- μ m mesh. Animals were sorted, identified to the level of order, counted and kept frozen until they could be freeze-dried. We considered four taxonomic orders: detritivores Amphipoda and Ephemeroptera, detritivore-grazer Trichoptera and predator Odonata. The four groups were not always found in each lake. Amphipoda, Ephemeroptera, Trichoptera and Odonata were collected in 11, 27, 19 and 33 lakes, respectively.

Northern pike (*Esox lucius*) and yellow perch (*Perca flavescens*) were collected during the summer of 1998. Pike was caught in 8 lakes and perch in 10. Between six and 26 specimens of each species were collected in each lake. Individuals were selected in order to maximize the range in size of the different species in each lake. Total length, weight and sex were recorded for

all fish. A boneless, skinless filet of dorsal muscle was removed from each fish, frozen, and freeze-dried.

2.3 Laboratory analyses

Homogenized pooled samples of whole individuals of the same order and from the same lake were used for MeHg and stable isotope analysis of benthic invertebrates.

MeHg concentrations were determined by dichloromethane (DCM) extraction, followed by gas chromatography separation and atomic fluorescence spectrometry (AFS) detection using a modification of the method described in Cai et al. (1997). Subsamples of 20 to 100 mg of freeze-dried benthic invertebrates were digested for 6 hours into 5 mL of 6 M KOH at room temperature. The pH of the digestates was adjusted to < 3.0 with 6 N HCl. Five mL of acidic KBr/CuSO₄ mixture (3:1) and 5 mL of DCM were then added, followed by overnight extraction on a shaker. One mL of the organic layer was removed after centrifugation and cleaned-up with 0.5 mL of 0.01-M sodium thiosulfate for 45 minutes. The aqueous phase was then back extracted into DCM with acidic KBr/CuSO₄ for 15 minutes. The solvent was collected and dried with anhydrous sodium sulfate prior to analysis using GC-AFS (PS Analytical mercury speciation system). Eight samples analyzed in duplicate had an average coefficient of variation of 8%. Measurements of certified reference material (DORM-2, National Research Council of Canada) averaged $4.53 \pm 0.39 \text{ mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$ of MeHg (N = 9), which corresponds to $101 \pm 8.7\%$ of the certified value. Recovery of MeHg from spiked samples averaged 98%.

Total Hg (Hg) concentrations were measured for a subsample (0.1 g) of fish tissue by cold vapor atomic absorption spectrophotometry after hot acid extraction (Hendzel and Jamieson 1976). Twenty samples analyzed in

duplicate had an average coefficient of variation of 4%. Reference material (DORM-2, National Research Council of Canada, Hg = $4.64 \pm 0.26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) was run every 25 samples, and recoveries averaged $4.72 \pm 0.21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($N = 12$).

Hg concentrations were regressed against total length for each species of fish in each lake and levels of Hg for 560-mm pike and 135-mm perch were calculated. These lengths corresponded to the mean total length for all collected individuals from both species and allowed the comparison of Hg in fish from different lakes. Although total Hg was measured in fish, we assumed that most Hg in perch and pike was in the methylated form, based on the findings of Bloom (1992).

Stable C and N analyses were performed on 0.7-mg samples using a continuous-flow Isoprime isotope ratio mass spectrometer coupled with an elementary analyzer (NC 1500). Stable isotope values are expressed in δ notation as parts per thousand deviations from a standard reference:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ or } \delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000,$$

where $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ or ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$. Standard references were Pee Dee Belemnite (PDB) limestone for $\delta^{13}\text{C}$ and atmospheric nitrogen for $\delta^{15}\text{N}$. We assumed that $\delta^{15}\text{N}$ increases on average 3.4‰ per trophic level (Cabana and Rasmussen 1994).

Biomagnification factors (BMF) were estimated between non-predatory groups (Amphipoda, Trichoptera and Ephemeroptera) and Odonata, between Odonata and perch and between perch and pike. The BMF of MeHg indicates the increasing concentration of MeHg at two successive trophic levels in a food chain and is quantified by:

$$\text{BMF} = [\text{MeHg } a] / [\text{MeHg } b]$$

where a and b represent organisms occupying two adjacent trophic levels, with trophic level of a being higher than that occupied by b . $[\text{MeHg } a]$ and $[\text{MeHg } b]$ indicates MeHg concentrations in organisms a and b , respectively. In seven lakes, the difference in $\delta^{15}\text{N}$ ($\Delta\delta^{15}\text{N}$) between organisms likely occupying adjacent trophic levels (Ephemeroptera and Odonata, Odonata and perch, and perch and pike) was calculated. BMFs standardized for one trophic level (BMF_{TL}) were then estimated:

$$\text{BMF}_{\text{TL}} = (\text{BMF}/\Delta\delta^{15}\text{N}) * 3.4$$

2.4 Data analysis

Among-treatment and among taxonomic groups differences in MeHg and in isotopic signature were tested using ANOVA. Organisms collected in the two-year cut lakes were considered apart from organisms found in the 4-year cut lakes. Pearson correlation coefficients were calculated between MeHg in benthic invertebrates and $\delta^{15}\text{N}$, as well as total Hg in fish. The Bonferroni method was applied to correct the p -values of the correlation coefficients for multiple tests carried out simultaneously.. Stepwise multiple regression was used to model the relationships between MeHg in benthic invertebrates and environmental and biological variables. Data were log transformed when necessary. Statistical analyses were performed using JMP IN 3.2.6 and StatGraphics Plus 2.1 packages. X

3 Results

MeHg concentrations in the four groups of benthic invertebrates were highly variable, ranging from 5.0 to 49.1 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ d.w. for Ephemeroptera, from 7.1 to 74.3 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ d.w. for Amphipoda, from 10.4 to 189.2 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ d.w. for

Trichoptera and from 70 to 522.1 ng·g⁻¹ d.w. for Odonata (Table 1). The average MeHg concentration in Odonata (228.7 ng·g⁻¹) was significantly higher than in Ephemeroptera (24.0 ng·g⁻¹), Amphipoda (28.2 ng·g⁻¹) and Trichoptera (43.9 ng·g⁻¹), independently of treatment (ANOVA, $p < 0.05$).

Among-treatment differences in MeHg levels in the four groups of benthic invertebrates were not significant. Organisms from the 2-year cut lakes, however, tended to show higher MeHg concentrations than organisms from burnt, reference and 4-year cut lakes (Figure 1). MeHg in benthic invertebrates from 2 and 4-year cut lakes was not significantly related to the harvested surface area to lake volume ratio ($p > 0.05$). MeHg in Amphipoda, all treatments considered, was positively related to the dissolved organic carbon (DOC) export rates from drainage areas (Figure 2). For Ephemeroptera, Trichoptera and Odonata, this relationship was not significant ($p > 0.05$).

The $\delta^{15}\text{N}$ of the four benthic groups ranged from -2.4‰ to 7.1‰ (Table 1). Ephemeroptera showed the lowest mean $\delta^{15}\text{N}$ (0.5‰), whereas, as expected, mean $\delta^{15}\text{N}$ was the highest for the predatory Odonata (3.5‰) (Figure 3). Within-lake differences in $\delta^{15}\text{N}$ between Odonata and primary consumers varied from 0.6 to 5.7‰. Among-treatment variations in $\delta^{15}\text{N}$ were also observed (Figure 4). Amphipoda, Ephemeroptera and Odonata from burnt lakes showed significantly higher $\delta^{15}\text{N}$ than invertebrates from the other two groups of lakes (ANOVA, $p < 0.05$), whereas no significant difference was found between cut and reference lakes.

The four groups of benthic invertebrates showed broad and overlapping $\delta^{13}\text{C}$ ranges (between -35.6‰ and -22.9‰), with little variation in mean values among the four groups (average $\delta^{13}\text{C}$ between -29.3 and -27.8‰, Figure 3) or among the three groups of lakes (Figure 4, average $\delta^{13}\text{C}$ between -29.4 and -28.5‰). The average $\delta^{13}\text{C}$ of perch and pike (-28.2 and -28.1‰, respectively) was similar to values found in benthic invertebrates.

Table 1. Median MeHg concentrations, $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in benthic invertebrates from 2-year cut, 4-year cut, burnt and reference lakes.

Benthic group	Treatment	N	Median MeHg (ng·g ⁻¹ d.w.)	Range (ng·g ⁻¹ d.w.)	Median $\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Range (‰)	Median $\delta^{13}\text{C}$ (‰)	Range (‰)
Amphipoda	Reference	4	11.8	7.1 – 17.3	0.7	0.1 – 1.3	- 28.0	-30.0 – -24.0
	2-year cut	1	74.3	–	1.5	–	- 29.9	–
	4-year cut	2	21.2	14.2 – 28.2	0.6	0.4 – 0.7	- 28.7	-28.8 – -28.6
	Burnt	4	33.4	11.3 – 67.6	2.6	1.7 – 4.0	- 27.7	-28.4 – -25.6
Trichoptera	Reference	7	41.9	10.4 – 101.7	1.7	-0.5 – 3.4	- 28.3	-31.9 – -27.4
	2-year cut	1	189.2	–	0.1	–	- 28.7	–
	4-year cut	4	23.4	12.3 – 62.0	3.0	-1.6 – 3.9	- 29.0	-30.8 – -25.8
	Burnt	7	16.8	13.8 – 66.6	3.6	-0.3 – 4.4	- 28.5	-30.6 – -27.2
Ephemeroptera	Reference	9	17.4	5.0 – 34.2	- 0.3	-1.2 – 0.4	- 29.7	-35.0 – -26.7
	2-year cut	2	33.4	18.6 – 49.1	0.4	-0.3 – 1.1	- 30.0	-30.8 – -29.1
	4-year cut	7	28.2	9.9 – 41.9	- 0.3	-2.4 – 1.3	- 28.8	-30.7 – -25.5
	Burnt	9	25.7	14.5 – 37.6	2.2	-0.2 – 3.3	- 28.6	-32.3 – -27.0
Odonata	Reference	15	220.3	70.0 – 383.4	3.1	2.2 – 4.7	- 28.6	-35.6 – -26.3
	2-year cut	4	290.8	150.6 – 522.1	2.7	1.5 – 4.8	- 29.5	-30.5 – -27.8
	4-year cut	7	240.6	160.1 – 330.8	3.2	1.9 – 4.7	- 29.2	-30.7 – -22.9
	Burnt	7	179.5	105.4 – 314.7	4.5	3.0 – 7.1	- 28.9	-34.3 – -27.4

Figure 1. Box plots showing median values with the 25th and 75th and the 5th and 95th percentiles of MeHg concentrations in benthic invertebrates from 2-year cut, 4-year cut, burnt and reference lakes. Black squares represent MeHg in one 2-year cut lake .

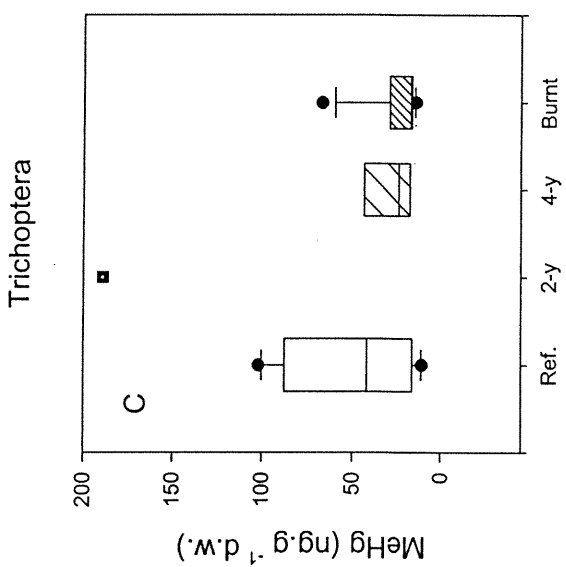
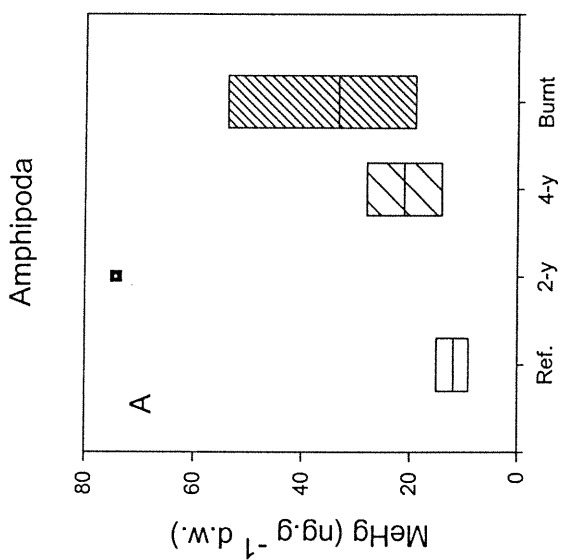
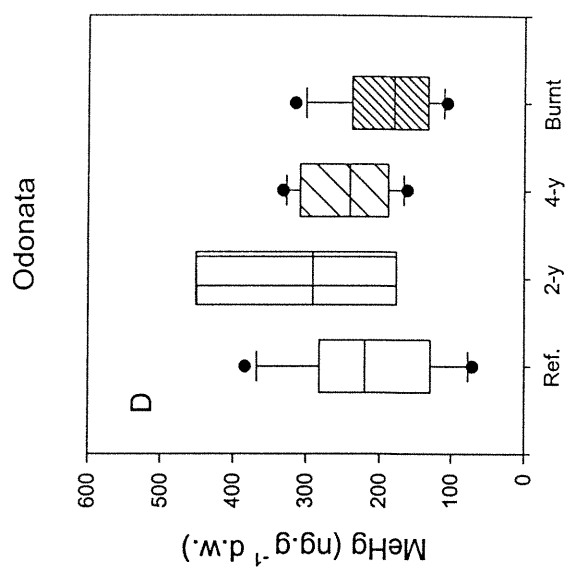
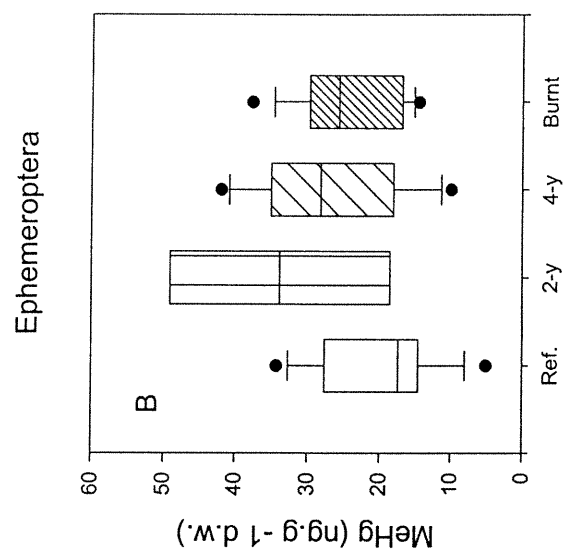


Figure 2. Least-squares linear regression between MeHg in Amphipoda and DOC export rates ($r = 0.82$, $p = 0.002$, $N = 11$).

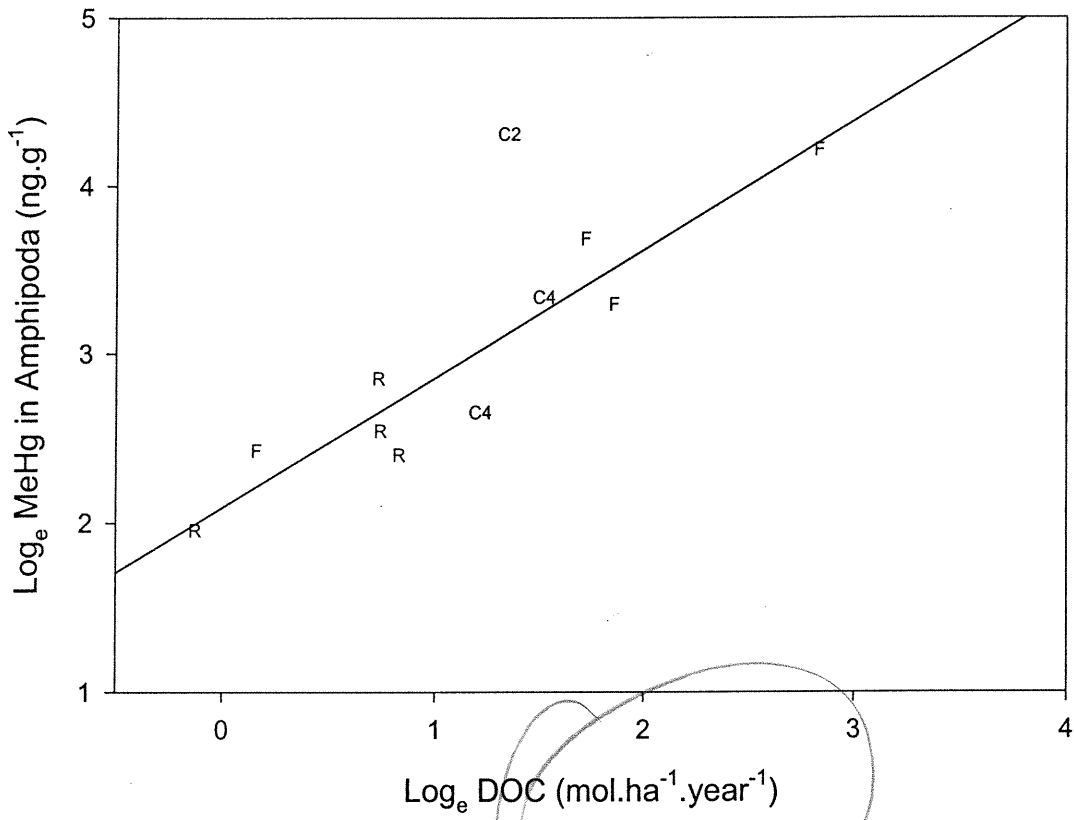


Figure 3. Mean $\delta^{15}\text{N}$ vs. mean $\delta^{13}\text{C}$ for Amphipoda ($N = 11$), Trichoptera ($N = 19$), Ephemeroptera ($N = 27$) and Odonata ($N = 33$) from the study lakes. Error bars represent 95% confidence intervals on the mean.

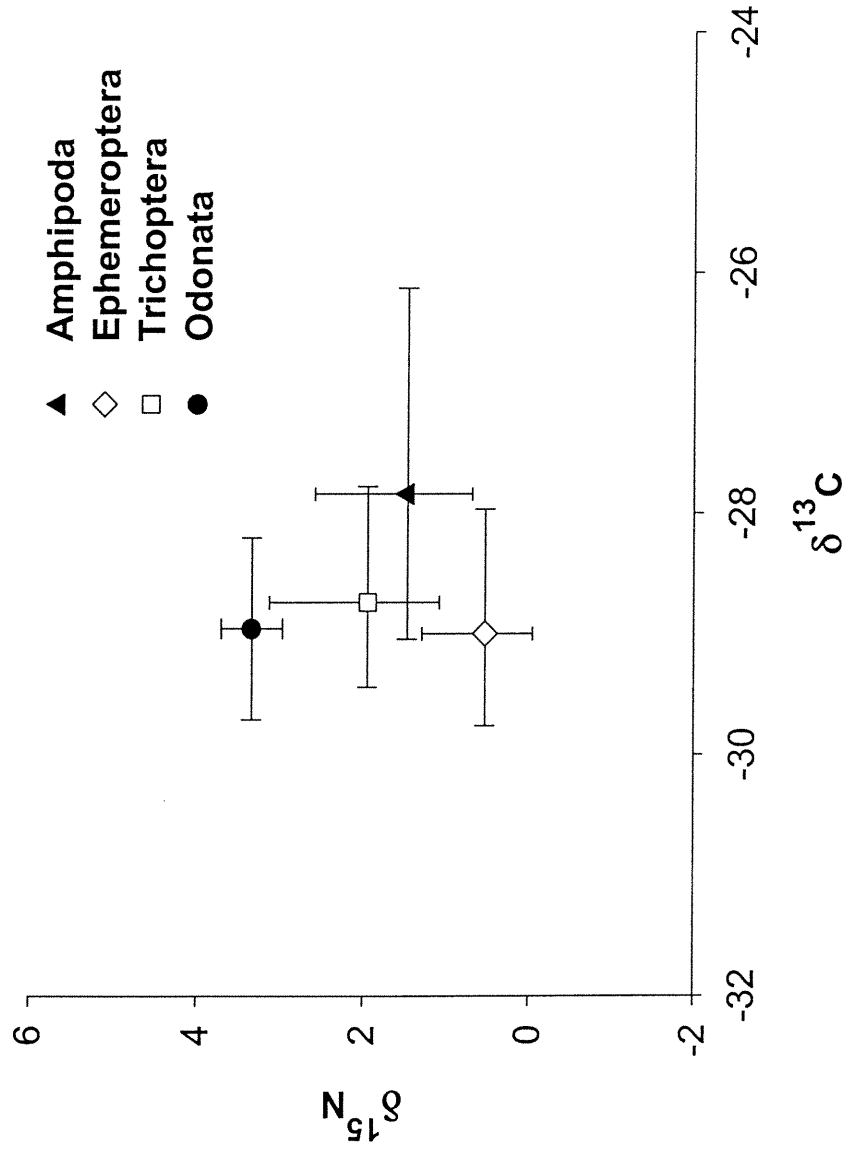
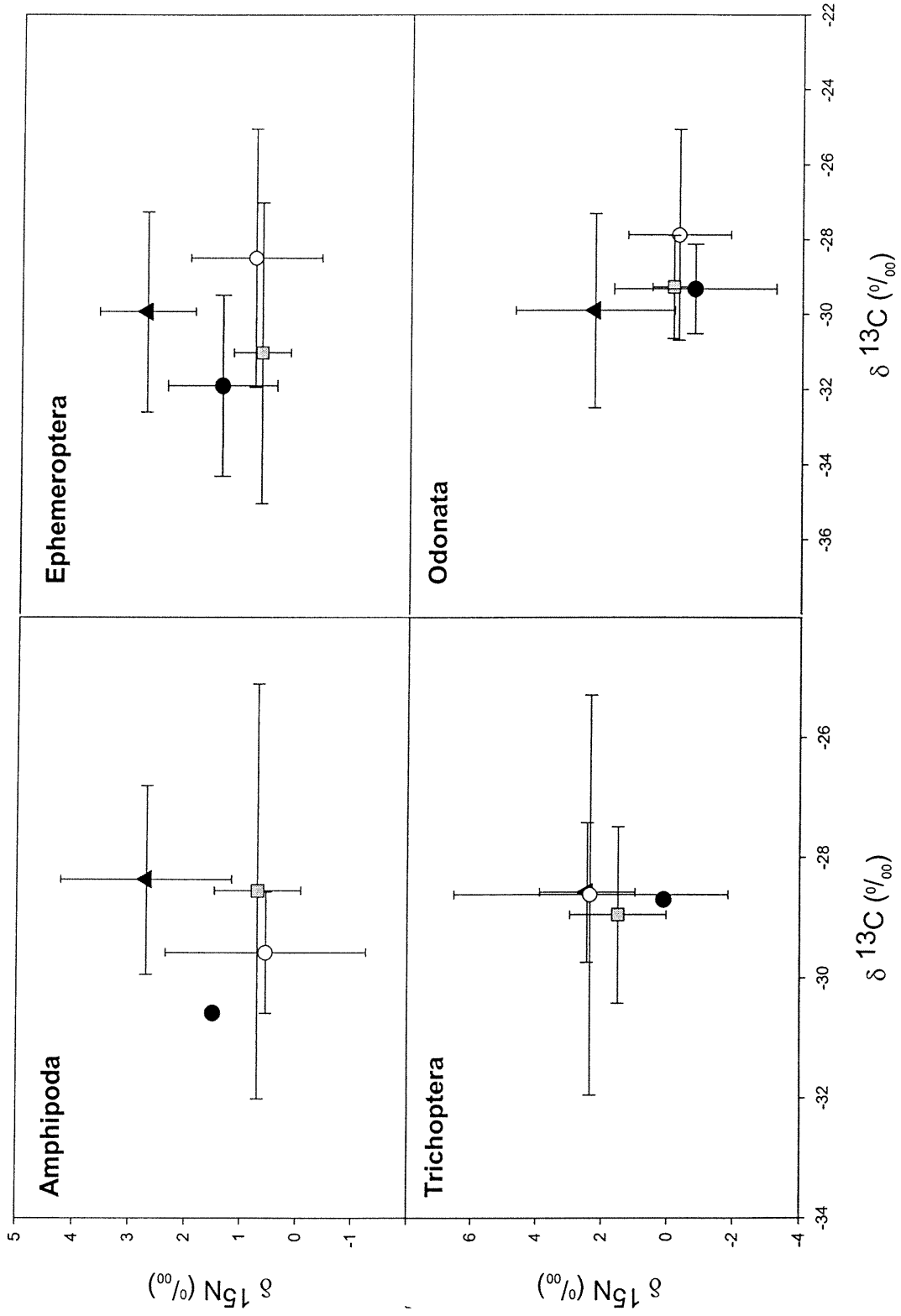


Figure 4. Mean $\delta^{15}\text{N}$ vs. mean $\delta^{13}\text{C}$ for benthic invertebrates from 2-y cut (solid circles), 4-y cut (open circles), burnt (triangle) and reference lakes (square). Error bars represent 95% confidence intervals on the mean.



When the four invertebrate groups were considered together, MeHg levels were significantly correlated to $\delta^{15}\text{N}$ (Figure 5). Within individual groups, the correlations were not significant, however.

Total Hg in 135-mm yellow perch was positively correlated to MeHg in Ephemeroptera (Figure 6a; $r = + 0.93$, $p < 0.01$, $N = 7$) and to MeHg in Odonata (Figure 6b; $r = +0.71$, $p < 0.05$, $N = 9$). A significant relationship was also observed between 560-mm northern pike and Odonata (Figure 6c; $r = 0.76$, $p < 0.05$, $N = 8$).

The biomagnification factor (BMF) between successive trophic levels in seven lakes where Ephemeroptera, Odonata, 135-mm perch and 560-mm pike were found ranged from 1.1 to 20.4 (Table 2) and was significantly higher between Ephemeroptera and Odonata (ANOVA, $p < 0.001$). Differences in $\delta^{15}\text{N}$ ($\Delta^{15}\delta\text{N}$, Table 2) between Ephemeroptera and Odonata, and between Odonata and perch were significantly higher than those observed between perch and pike (ANOVA, $p < 0.001$). A positive correlation was observed between BMF and $\Delta^{15}\delta\text{N}$ ($r = + 0.43$, $p < 0.05$, $F = 4.41$, $N = 21$). The BMF was thus standardized for one trophic level (BMF_{TL}), and the BMF_{TL} did not vary significantly among the three pairs of organisms (Table 2; ANOVA, $p > 0.10$).

The best regression found between MeHg in benthic invertebrates and environmental and biological variables explained 51% of the variation in MeHg. This model included $\delta^{15}\text{N}$, time since clearcut, total phosphorus (TP) and pH, which explained, respectively, 34%, 8%, 5% and 4% of the MeHg variability. MeHg levels increased with the trophic position of the organisms and with acidity, and declined with increasing TP concentrations. Benthic invertebrates from the 2-year cut lakes behaved differently from those of the other groups of lakes, exhibiting the highest levels of MeHg.

Figure 5. Relationship between MeHg and $\delta^{15}\text{N}$ of benthic invertebrates from cut, burnt and reference lakes ($r = 0.59$, $p < 0.0001$, $N = 89$ benthic invertebrate samples). A, Amphipoda ($N = 11$); E, Ephemeroptera ($N = 27$); T, Trichoptera ($N = 18$); O, Odonata ($N = 33$).

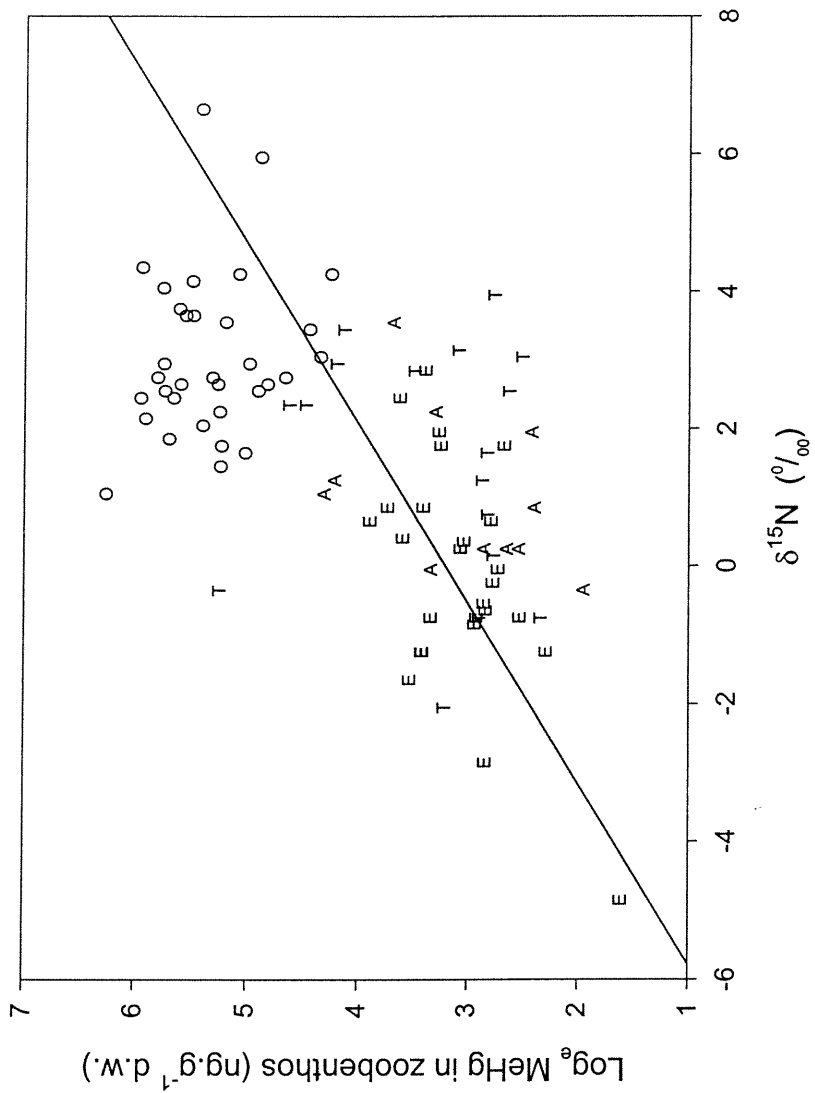


Figure 6. Relationships between total Hg concentrations in fish and MeHg concentrations in benthic invertebrates, expressed on a dry weight basis for:

A) 135-mm yellow perch and Ephemeroptera ($r = + 0.93$, $p = < 0.01$, $N = 7$).

B) 135-mm yellow perch and Odonata ($r = + 0.71$, $p < 0.05$, $N = 9$). C) 560-mm northern pike and Odonata ($r = + 0.76$, $p < 0.05$, $N = 8$).

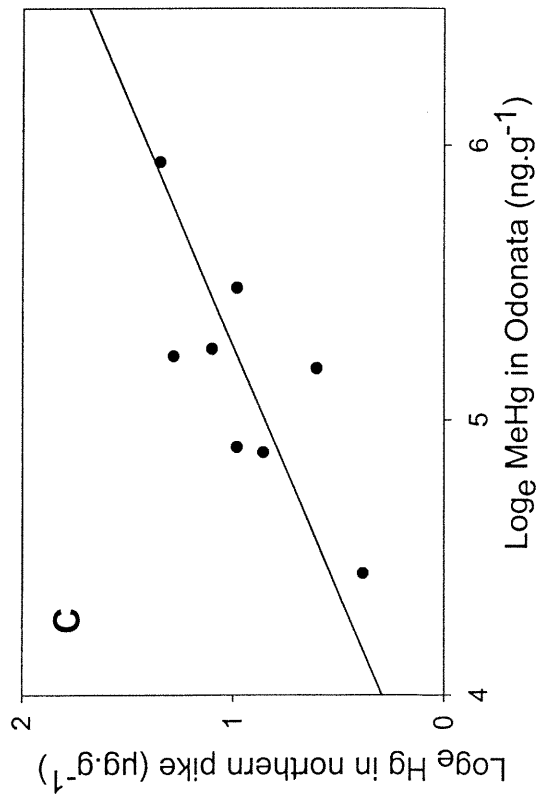
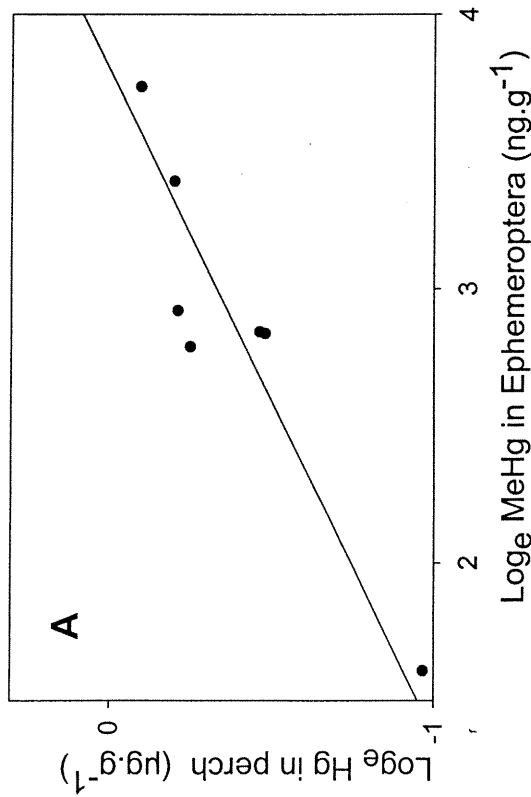
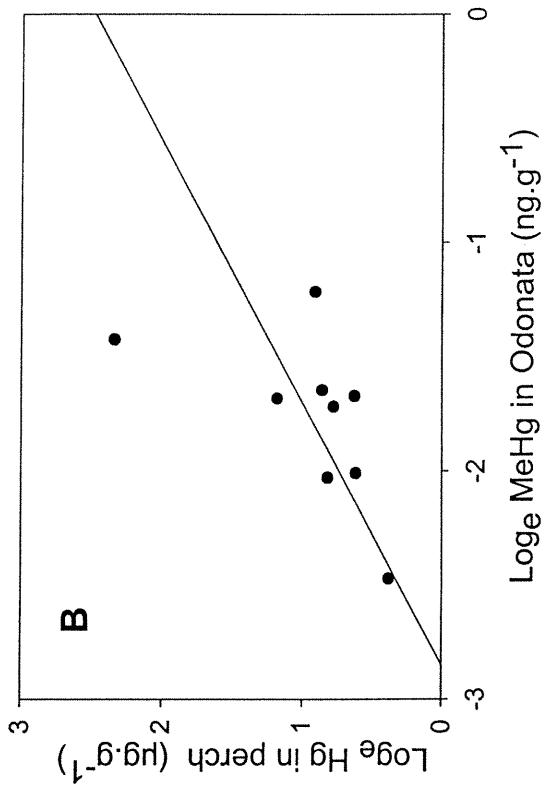


Table 2. Biomagnification factor (BMF) of MeHg, BMF of MeHg standardized to trophic level (BMF_{TL}) and variations in $\delta^{15}\text{N}$ ($\Delta^{15}\text{N}$) between trophic levels for Ephemeroptera (Ephe), Odonata (Odo), 135-mm perch and 560-mm pike from 7 study lakes. C-lakes, cut lakes; N-lakes, reference lakes, F-lakes, burnt lakes; CI, confidence interval.

Lake	Ephe-Odo			Odo-Perch			Perch-Pike		
	BMF	$\Delta\delta^{15}\text{N}$ (‰)	BMF _{TL}	BMF	$\Delta\delta^{15}\text{N}$ (‰)	BMF _{TL}	BMF	$\Delta\delta^{15}\text{N}$ (‰)	BMF _{TL}
C2	20.4	5.1	13.6	2.1	2.8	2.6	4.7	1.5	10.7
C9	8.5	4.4	6.6	9.7	3.0	11.0	1.1	1.9	2.0
C24	10.9	4.3	8.6	3.4	5.2	2.2	5.7	1.7	11.4
FP24	7.9	3.2	8.4	4.6	5.8	2.7	4.3	0.1	146.2
FP32	4.4	3.1	4.8	6.2	3.2	6.6	2.9	-0.1	-98.6
FBP10	11.0	2.9	12.9	4.3	4.3	3.4	2.3	0.7	11.2
N55	17.0	3.7	15.6	4.5	3.4	4.5	3.9	2.2	6.0
Average	11.4	3.8	10.1	5.0	4.0	4.7	3.6	1.1	12.7
CI	5.1	0.7	3.7	2.2	1.1	2.9	1.4	0.8	65.8

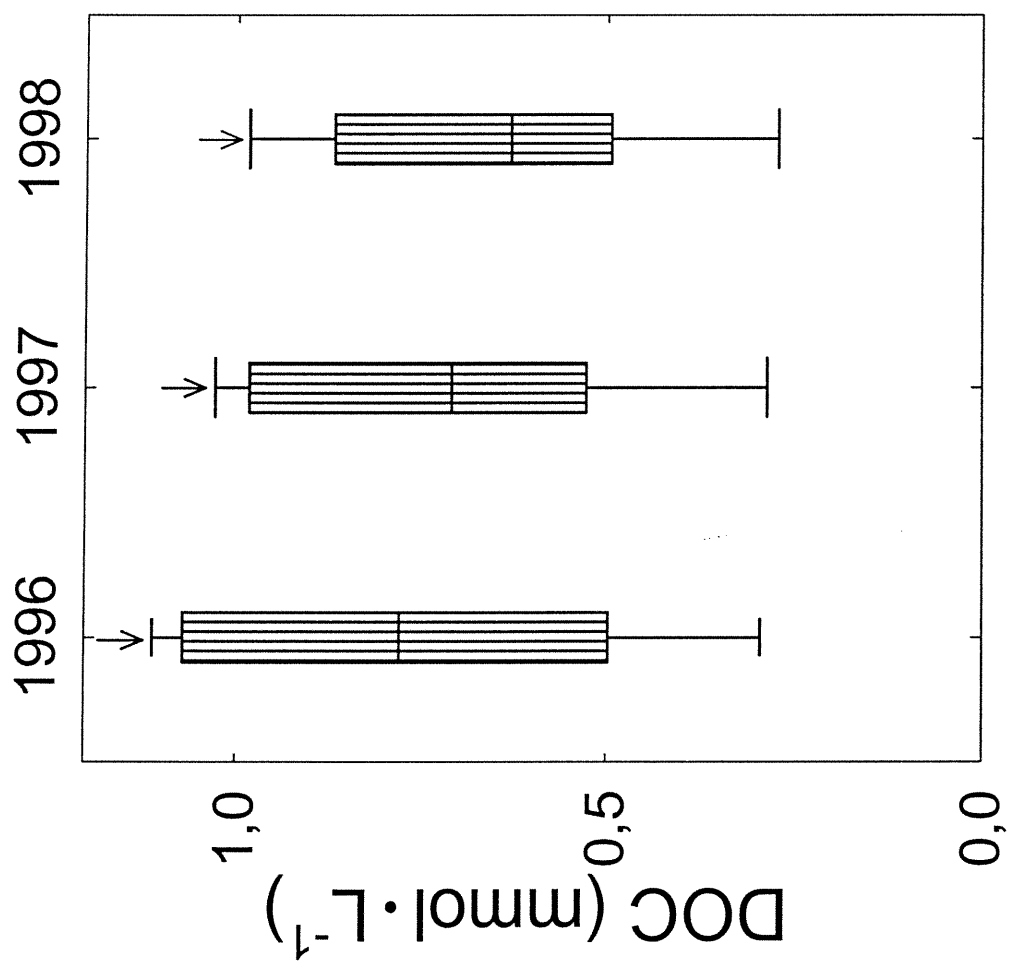
4. Discussion

The ranges of MeHg concentrations in the four groups of benthic invertebrates from our study are comparable with values found in the literature for lakes and reservoirs (Tremblay et al. 1996, Hall et al. 1998). Our results indicate consistently higher MeHg levels in Odonata relatively to Trichoptera, Ephemeroptera and Amphipoda. This increase in MeHg levels between primary consumers and predators agrees with the positive relationship observed between MeHg and invertebrate trophic position, as determined by $\delta^{15}\text{N}$. Benthic $\delta^{15}\text{N}$ is the factor explaining most of the variability in MeHg (34%) in the study lakes. Previous studies have also reported similar increasing trends across the benthic food chain (Tremblay and Lucotte 1997, Hall et al. 1998). In our lakes, mean MeHg concentrations were about 5 to 10 times higher in Odonata than in the primary consumer groups. These values are higher than those observed in a study of 11 pristine boreal lakes, where the MeHg biomagnification factor (BMF) between detritivores and predators was about 3 (Tremblay et al. 1996).

Our results do not indicate differences in MeHg concentrations in benthic invertebrates from cut, burnt and reference lakes. This finding contrasts with the higher MeHg and total Hg levels previously observed for zooplankton and northern pike collected only one or two years following watershed disturbances in the same group of lakes (Garcia and Carignan 1999, 2000). The highest MeHg concentrations in the four groups of benthic invertebrates, however, are observed in organisms from the 2-year cut lakes. Furthermore, time since harvesting explains part of the variability in MeHg in benthic organisms in the multiple regression model. These results suggest a decreasing temporal trend in MeHg accumulation in organisms from cut lakes.

In 4-year cut lakes, which were harvested in 1995, a decreasing trend in DOC concentrations was observed from 1996 to 1998 (Figure 7). In these lakes, the catchment area to lake volume ratio and the harvested surface area

Figure 7. Box plot showing median values with the 25th and 75th and the 5th and 95th percentiles of annual average DOC concentrations of cut lakes. Arrows on top of the box indicate significant decreasing trends with time (paired RMA).



to lake volume ratio explained from 80 to 86% of the variability in DOC in the first three years following harvesting (Carignan et al. 2000). DOC influences bacterial activity and Hg methylation, as well as the retention of Hg in the water column (Ikingura and Akagi 1999). In our previous studies DOC was an important predictor of MeHg in zooplankton and total Hg in pike one or two years following forest harvesting. Among the benthic invertebrates, however, only MeHg in Amphipoda is positively correlated with DOC in lake water.

Total phosphorus and pH also explain part of the variance in MeHg concentrations in benthic invertebrates. Total phosphorus is directly proportional to the ratio of catchment area to lake area. Because TP limits biomass in Shield lakes, the negative correlation between MeHg and TP suggests a biological dilution of Hg. Lake water pH has often been pointed as a variable influencing Hg concentrations in the aquatic biota. At low pH, Hg availability and uptake as well as methylation rates tend to increase (Xun et al. 1997).

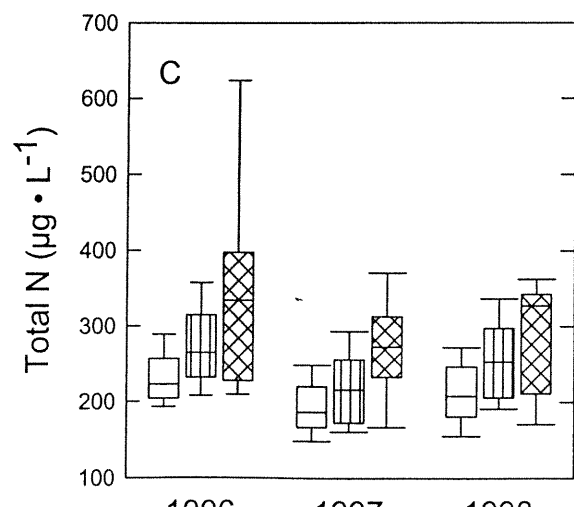
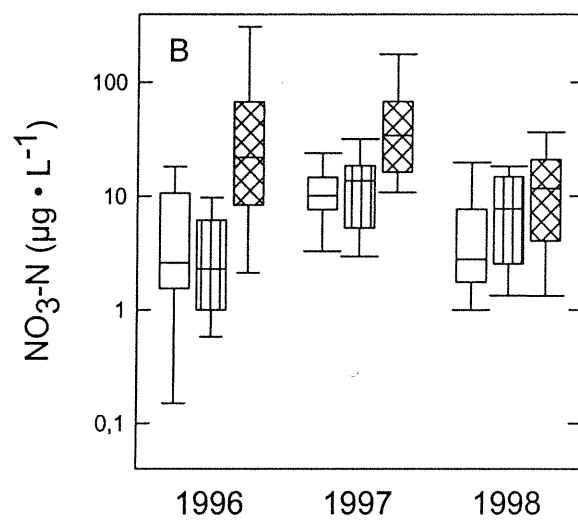
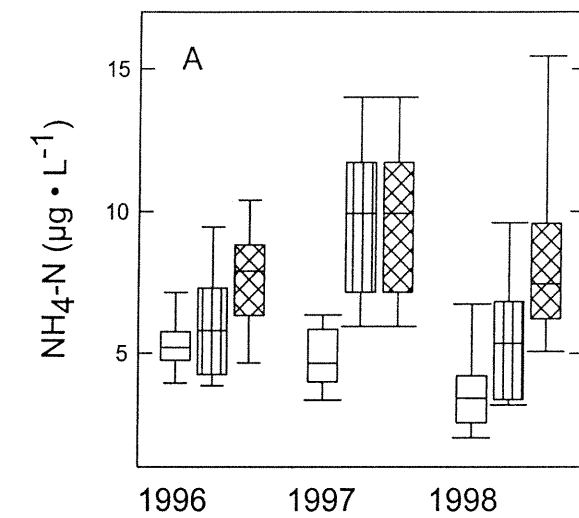
Our data show a positive correlation between total Hg in perch and MeHg in Ephemeroptera and in Odonata. A similar relationship was observed between Odonata and northern pike, even if at least two trophic levels separate both organisms in the food chain of the study lakes, as indicated by $\Delta\delta^{15}\text{N}$. Other studies have reported similar relationship between Hg in fish and Hg concentrations in organisms of lower trophic levels (Westcott and Kalff 1996, Wong et al. 1997). Such correlations may be due to the fact that fish are either directly or indirectly feeding on these organisms. Alternatively, one could expect that because fish and invertebrates share the same environment, they are exposed to similar Hg levels. In this study, the trophic transfer of Hg may explain in part the observed relationships. The dietary data available for 1300 perch and 300 pike from our lakes (P. Magnan et al., unpublished) indicate the presence of Odonata in the gut content of 30% of perch. Ephemeroptera was not observed in the diet of perch, but is supposed to be preyed upon by

Odonata. Odonata and perch were in turn found, respectively, in 1% and 8% of the analyzed pike gut content. It should be noted however that both species of fish were caught one year before benthic invertebrates collection. In addition, our study concerns only 135-mm perch, and benthic invertebrates constitute only part of the diet of perch of this size.

The food chain of seven lakes linking Ephemeroptera, Odonata, 135-mm perch and 560-mm pike show a large range of BMFs in the three combinations of successive trophic levels: Ephemeroptera-Odonata (from 4.4 to 20.4), Odonata-perch (from 2.1 to 9.7), perch-pike (from 1.1 to 5.7). The higher BMF values are observed between Ephemeroptera and Odonata. This finding suggests that the availability of MeHg to organisms at lower trophic levels is an important step in the bioaccumulation of Hg at the top of the food chain. It should be noted, however, that the BMF tends to increase with the trophic distance ($\Delta\delta^{15}\text{N}$) between each pair of organisms. Thereby, because the BMF normalized to trophic level (BMF_{TL}) does not vary significantly among the three pairs of organisms, we can assume that the observed differences in BMF are related to variations in $\Delta\delta^{15}\text{N}$. Although northern pike is expected to prey on perch, the relatively low $\Delta\delta^{15}\text{N}$ between perch and pike may be an indication of the opportunistic feeding of these species in the study lakes.

There is a consistent enrichment in $\delta^{15}\text{N}$ in Amphipoda, Ephemeroptera and Odonata from burnt lakes in comparison with those from reference and logged lakes. In burnt lakes, a pulse of NO_3^- was observed following fire, with concentrations up to 60-fold those observed in the other two groups of lakes. Total nitrogen and NH_4^+ also tended to be higher in burnt lakes (Figure 8). These findings suggest that fire may interfere with the N cycle, resulting in an ^{15}N -enriched pool of N available for uptake by organisms from lower trophic levels in fire impacted lakes. Differences in $\delta^{15}\text{N}$, which is used as an indicator of trophic position, are unlikely to interfere with among-treatment variations in MeHg levels in primary consumers. For Odonata, however, such differences in

Figure 8. Box plot showing median values with the 25th and 75th and the 5th and 95th percentiles of annual average (A) NH_4^+ , (B) NO_3^- and (C) total N concentrations in reference (open boxes), cut (hatched boxes), and burnt lakes (cross-hatched boxes).



$\delta^{15}\text{N}$ should be taken into account. We corrected Odonata $\delta^{15}\text{N}$ for baseline variations using Ephemeroptera $\delta^{15}\text{N}$ or, alternatively, Trichoptera $\delta^{15}\text{N}$, which was not higher in the burnt group. In both cases, among-treatment differences in the corrected $\delta^{15}\text{N}$ values are not significant (ANOVA, $p > 0.05$). Therefore, variations in MeHg in Odonata are not related to among-treatment differences in Odonata trophic position.

We do not observe any impact of forest harvesting or fire on MeHg levels in benthic invertebrates four years after disturbances. Although MeHg concentrations tend to be higher in invertebrates from 2-year cut lakes, these concentrations can not actually be attributed to forest harvesting because of the restraint number of lakes in this group. Regardless of treatment, our data indicate a biomagnification of MeHg along the food chain. We also have evidences of a N^{15} enrichment of organisms from fire impacted lakes.

Acknowledgements

This research was supported by the Canadian Network of Centres of Excellence on Sustainable Forest Management, and by an American States Organization scholarship to Edenise Garcia. We thank Dolors Planas and Pierre Magnan for providing the chlorophyll and fish data, and Mélanie Desrosiers for her help in the field. We also thank the GEOTOP Laboratory (Université de Québec à Montréal) for the stable isotope analyses.

References

- Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of Hg in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1010-1017.
- Cabana, G., and Rasmussen, J.B. 1994. Modeling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372: 255-257.
- Cai, Y., Tang, G., Jaffe, R., and Jones, R. 1997. Evaluation of some isolation methods for organomercury determination in soil and fish samples by capillary gas chromatography-atomic fluorescence spectrometry. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 68: 331-345.
- Caldwell, C.A., Canavan, C.M., and Bloom, N.S. 2000. Potential effects of forest fire and storm flow on total mercury and methylmercury in sediments of an arid-lands reservoir. *Sci. Total Environ.* 260: 125 - 133.
- Carignan, R., D'Arcy, P., and Lamontagne, S. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl.2) : 105 -117.
- French, K.J., Scruton, D.A., Anderson, M.R., and Schneider, D.C. 1999. Influence of physical and chemical characteristics on mercury in aquatic sediments. *Wat. Air Soil Pollut.* 110: 347-362.
- Garcia, E., and Carignan, R. 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl Hg in zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 339-345.
- Garcia, E., and Carignan, R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl.2) : 129 -135.

- Hall, B.D., Rosenberg, D.M., and Wiens, A.P. 1998. Methyl mercury in aquatic insects from a experimental reservoir. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2036-2047.
- Ikingura, J.R., and Akagi, H. 1999. Methylmercury production and distribution in aquatic systems. *Sci. Total Environ.* 234 : 109-118.
- Montgomery, S., Lucotte, M., and Rheault, I. 2000. Temporal and spatial influences of flooding on dissolved mercury in boreal reservoirs. *Sci. Total Environ.* 260 : 147-157.
- Tremblay, A., Lucotte, M., Meili, M., Cloutier, L., and Pichet, Pierre. 1996. Total mercury and methylmercury contents of insects from Boreal lakes: ecological, spatial and temporal patters. *Water Qual. Res. J. Canada* 31: 851-873.
- Tremblay, A. and Lucotte, M. 1997. Accumulation of total mercury and methyl mercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 : 832 -841.
- Westcott, K., and Kalff, J. 1996. Environmental factors affecting methyl mercury accumulation in zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 : 2221 -2228.
- Wong, A.H.K., McQueen, D.J., Williams, D.D., and 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.
- Xun, L., Campbell, N.E.R., and Rudd, J.W.M. 1987. Measurements of specific rates of net methyl mercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 : 750 -757.

CHAPITRE 3

Hg concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned or undisturbed catchments

Edenise Garcia et Richard Carignan (2000)

Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57 (suppl.2) :
129 -135.

Abstract

We measured total Hg (Hg) and stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in northern pike (*Esox lucius*) from 19 boreal shield lakes with undisturbed, logged or burned watersheds. Average Hg level in standard 560-mm pike, on a dry weight basis, was significantly higher in logged lakes ($3.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) than in reference lakes ($1.9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Average Hg concentrations in burned lakes ($3.0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) did not differ significantly from logged and reference lakes. Concentrations of Hg normalized to trophic position determined from isotopic composition yielded similar results. Hg levels were above the WHO safe consumption limit in all logged lakes. Hg in pike was correlated with: methyl mercury (MeHg) in zooplankton (+), total nitrogen (+), pH (-), alkalinity (-), sulfate (+), and with DOC loading (+) and light attenuation in lake water (+). Stepwise multiple regression explained 79% of the variability in Hg in fish, and included MeHg in zooplankton, pH and sulfate as independent variables. Explained variability increased to 92% when a second-order lake with an exceptionally large drainage area was excluded. Our results suggest that extensive logging activities may disrupt the natural cycling of Hg in watersheds and cause its accumulation in the aquatic biota.

Résumé

Nous avons mesuré le mercure total (Hg) et les isotopes stables ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) chez le grand brochet (*Esox lucius*) de 19 lacs de la forêt boréale dont le bassin versant avait été coupé, brûlé ou n'avait pas subi de perturbation. Les niveaux moyens en Hg chez le brochet de 560 mm de longueur étaient significativement plus élevés dans les lacs coupés ($3.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) par rapport aux lacs de référence ($1.9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec). La concentration moyenne en Hg chez le brochet des lacs brûlés ($3.0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) ne différait pas significativement de celle des lacs coupés ou de référence. Des résultats semblables ont été obtenus à partir des concentrations en Hg normalisées pour la position trophique, déterminée à partir des isotopes stables. Les niveaux de Hg dépassaient la limite recommandée par l'OMS pour la consommation humaine dans tous les lacs coupés. Le mercure chez le brochet était corrélé avec : le méthyl mercure (MeHg) chez le zooplancton (+), l'azote total (+), le pH (-), l'alcalinité (-), le sulfate(+), et avec les apports en COD (+) et la pénétration de lumière dans l'eau (+). Un modèle de régression multiple incluant le MeHg chez le zooplancton, le pH et le sulfate comme des variables indépendantes a expliqué 79% de la variation de la concentration en mercure chez le brochet. Le modèle résultant de l'exclusion d'un lac de second ordre avec une aire de drainage exceptionnellement large a expliqué 92% de la variabilité du Hg chez le brochet. Nos résultats suggèrent que la coupe forestière extensive peut perturber le cycle naturel du Hg des bassins versants occasionnant l'accumulation de ce métal dans la biote aquatique.

Introduction

Several environmental and biological factors can affect the accumulation of mercury in fish, including lake productivity (Hill et al. 1996), pH, alkalinity, sulfate and calcium concentrations (Hudson et al. 1994), trophic position (Cabana et al. 1994), age and growth (MacCrimmon et al. 1983). Humic matter, in particular, has been inferred as an important vector of mercury from topsoils to lakes and streams (Kolka et al. 1999; Kalbitz and Wennrich 1998), and this may explain observed relationships between water color or dissolved organic carbon and mercury concentration in aquatic biota. Forest removal by fire or clearcutting affects runoff and dissolved organic carbon (DOC) loading to lakes (Lamontagne et al. 2000; Hobbie and Likens 1973). Such disturbances may therefore also influence the loading of organic matter-bound mercury to lakes.

In a previous study of 38 remote boreal shield lakes, we observed that methyl mercury (MeHg) levels were significantly higher in zooplankton in lakes with partially clearcut watersheds than in lakes with burned or undisturbed watersheds (Garcia and Carignan 1999). MeHg in zooplankton was correlated most strongly with DOC concentration. In the present study, we report total mercury (Hg) concentrations in northern pike (*Esox lucius*), a top predatory fish, which was found in 20 of the 38 lakes.

Materials and methods

Study site

The study was conducted in 20 lakes on the Canadian Shield, near Gouin Reservoir (central Quebec, 48°50'N, 75°00'W), at the transition between the boreal mixed and coniferous forests (see detailed description

and map in Carignan et al. 2000). Wetlands, which are important sources of DOC, represent less than 6% of the drainage area (average = 1.8%) of the study lakes. All lakes but one (FP15) are headwater lakes. The 20 lakes include 9 reference lakes (N43, N55, N56, N59, N63, N88, N89, N107 and N122), 4 logged lakes (C2, C9, C24 and C40), and seven burned lakes (FP2, FP15, FP24, FP30, FP32, FBP9 and FBP10). Catchment areas of reference lakes had remained undisturbed for at least 40 years. Logging and fires occurred in 1995. The logged lakes had between 11 and 72% (average = 43%) of their catchment area clearcut. Harvesting continued after 1995 in the watershed of lake C2, increasing the cleared fraction from 31 to 72% of the watershed. Logged area to lake area ratios varied from 0.4 to 6.1 (average = 3.2). Fires affected more than 90% of the catchment area of 6 lakes, and 50.1% of the catchment of one lake.

Water chemistry and morphometric data

The lakes were sampled during the summers of 1996, 1997 and 1998. Duplicate integrated samples were taken from the euphotic zone and were analyzed using standard methods (Carignan et al. 2000). Measured properties included light attenuation, Secchi depth, DOC, dissolved oxygen, pH, alkalinity, total phosphorus and nitrogen, sulfate, calcium and chlorophyll *a*. DOC loading to the lakes ($\text{mol C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$) was estimated for the three years following disturbances (Lamontagne et al. 2000).

Morphometric variables were determined from topographic maps (1 : 20 000) and bathymetric maps, and from aerial photographs (1 : 15 000). These variables included drainage area (DA), lake area (LA), lake volume (VOL), maximum depth, the extent of perturbation by logging or fire, and the percentage of wetlands in the catchment.

Sample collection

Fish were collected during the summers of 1996 or 1997. Seven lakes were resampled during the summer of 1998 (C2, C9, FP24, FBP10, N55, N63, N107). Between 6 and 23 specimens were collected in each lake, for a total of 312 pikes. Total length, weight and sex were recorded for all fish.

Benthic organisms for stable isotope analysis were sampled during the summer of 1999 in the littoral zone (< 2 m deep) of each lake using hand-held dip nets. Invertebrates were sorted, identified to the level of suborder or family, counted and kept frozen until freeze-dried. Only non-predatory organisms (primary consumers) were considered in the present analysis. The organisms were divided in four taxonomic groups: Amphipoda, Trichoptera, Ephemeroptera and Chironomidae.

Zooplankton data for the same lakes were taken from Garcia and Carignan (1999). MeHg concentrations in zooplankton are averages for samples collected in June, July and September of 1996.

Hg analysis

A boneless, skinless fillet of dorsal muscle tissue was removed from each fish, frozen and freeze-dried. Subsamples (0.1 g) of fish tissue were analyzed using the hot acid extraction method of Hendzel and Jamieson (1976). Hg analysis was performed by cold vapor atomic absorption spectrophotometry. Twenty samples analyzed in duplicate had an average coefficient of variation of 4%. Certified reference material (DORM-2, National Research Council of Canada) was run every 25 samples, and recoveries averaged $4.72 \pm 0.21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ($N = 12$), which corresponds to $105 \pm 4.6\%$ of the certified value ($4.47 \pm 0.32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Concentrations are reported as micrograms per gram of dry weight. A

conversion factor of 0.2 was used to express concentrations on a wet weight basis.

Isotopic analysis and determination of Northern pike trophic position

In order to correct for the among-lake variability in Hg concentrations due to food-chain length, Hg levels were normalized as a function of trophic position (Δ), as defined using stable nitrogen and carbon isotope ratios (Vander Zanden and Rasmussen 1999).

Stable carbon and nitrogen analyses were performed on 255 samples of 0.7 mg of dried fish muscle and zoobenthos subsamples. The analyses were conducted using a continuous flow Isoprime isotope-ratio mass spectrometer coupled with an elementary analyzer NC 1500 at the GEOTOP Laboratory (Université de Québec à Montréal). Stable isotope values are expressed in δ notation as parts per thousand deviation from a standard reference:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ or } \delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000,$$

where $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ or ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$. Standard references were Pee Dee Belemnite (PDB) limestone for $\delta^{13}\text{C}$ and atmospheric nitrogen for $\delta^{15}\text{N}$. We assumed that $\delta^{15}\text{N}$ increases on average 3.4‰ per trophic level (Cabana and Rasmussen 1994). Variations in baseline $\delta^{15}\text{N}$ values from lake to lake were corrected for using the method proposed by Vander Zanden and Rasmussen (1999). This method takes into account the $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ relationship found in primary consumers (pcons):

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{pcons}} = \frac{6.34}{1 + e^{9.67 + (0.356 * \delta^{13}\text{C}_{\text{pcons}})}} \quad (1)$$

For each primary consumer, the residual from equation 1 (U_{res}) is calculated by subtracting the value given by the equation from the measured $\delta^{15}N$. For each lake, an average residual (\bar{U}_{res}) of all primary consumers is then calculated. Next, the measured $\delta^{13}C$ of each fish from a given lake is entered in equation 1 and a $\delta^{15}N$ is estimated. The \bar{U}_{res} for that lake is then added to the estimated $\delta^{15}N$. The value thus obtained is the lake-corrected baseline $\delta^{15}N$ ($\delta^{15}N_{corrected}$), which is specific for each individual fish. Finally, the trophic position of the fish is given by the equation:

$$\Lambda_{pike} = \left[\frac{(\delta^{15}N_{pike} - \delta^{15}N_{corrected})}{3.4} \right] + 2 \quad (2)$$

where Λ_{pike} is the trophic position and $\delta^{15}N_{pike}$ is the $\delta^{15}N$ measured for each fish. The constant 3.4 is the $\delta^{15}N$ increment per unit of trophic level, and the constant 2 corresponds to the trophic level of primary consumers.

Data analysis

We compared Hg concentrations in pike from the three groups of lakes using two different approaches. First we regressed Hg concentrations in pike against fish total length and weight for each lake. Fish total length showed a stronger relationship with Hg than fish weight (Table 1). Thereby, using the regression equations showed in Table 1, Hg levels were estimated for a standard length of 560 mm in all but one lake (N59), where no significant relationship was observed. This length represented the mean total length for all fish and corresponded to a pike weighing 1.08 kg.

Table 1. Regression equations and correlation coefficients between total mercury ($\mu\text{g g d.w.}^{-1}$) and total length (TL, mm) or weight (W, grams) of northern pike

Lake	Sample size	Year	Disturbance	X total length (TL)	r	p	X weight (W)	r	p
C2	12	1997	Logging	0.0055 TL - 1.911	0.95	0.0000	0.0147 W - 0.443	0.94	0.0000
C2	20	1998	Logging	0.0036 TL - 0.877	0.73	0.0004	0.0005 W + 0.432	0.57	0.0079
C9	10	1996	Logging	0.0041 TL - 1.457	0.99	0.0000	0.0006 W + 0.153	0.98	0.0000
C9	17	1998	Logging	0.0026 TL - 0.444	0.78	0.0002	0.0004 W + 0.441	0.87	0.0000
C24	9	1997	Logging	0.0082 TL - 3.205	0.68	0.0428	NS		
C40	8	1997	Logging	0.0069 TL - 3.312	0.87	0.0032	NS		
FP2	11	1996	Fire	0.0117 TL - 4.725	0.84	0.0013	NS		
FP15	10	1997	Fire	0.0058 TL - 2.675	0.96	0.0000	0.0006 W - 0.609	0.96	0.0000
FP24	9	1996	Fire	0.0066 TL - 2.701	0.83	0.0195	NS		
FP24	11	1998	Fire	0.0078 TL - 3.611	0.90	0.0024	0.0013 W - 0.504	0.67	0.0244
FP30	9	1996	Fire	0.0028 TL - 0.070	0.94	0.0002	0.0003 W + 1.081	0.86	0.0031
FP32	9	1997	Fire	0.0028 TL - 0.887	0.86	0.0029	0.0003 W + 0.205	0.88	0.0017
FBP9	20	1997	Fire	0.0066 TL - 3.393	0.78	0.0000	0.0011 W - 1.235	0.76	0.0001
FBP10	15	1997	Fire	0.0034 TL - 1.093	0.71	0.0029	0.0009 W - 0.239	0.75	0.0011
FBP10	15	1998	Fire	0.0030 TL - 0.967	0.78	0.0006	0.0004 W + 0.031	0.85	0.0001
N43	11	1996	-	0.0060 TL - 2.701	0.95	0.0000	0.0018 W - 0.870	0.96	0.0000
N55	10	1997	-	0.0077 TL - 4.109	0.75	0.0209	0.0014 W - 1.165	0.69	0.0279
N55	23	1998	-	0.0033 TL - 1.038	0.90	0.0000	0.0006 W - 0.156	0.77	0.0000
N56	11	1997	-	0.0041 TL - 1.320	0.87	0.0053	0.0018 W - 0.310	0.76	0.0066
N59	6	1996	-	NS			NS		
N63	10	1996	-	0.0019 TL - 0.370	0.94	0.0006	0.0002 W + 0.519	0.88	0.0008
N63	7	1998	-	0.0021 TL - 0.522	0.82	0.0451	NS		
N88	10	1997	-	0.0025 TL - 0.801	0.93	0.0008	0.0005 W + 0.060	0.79	0.0063
N89	8	1996	-	0.0032 TL - 1.901	0.73	0.0309	0.0002 W - 0.365	0.82	0.0427
N107	8	1997	-	0.0029 TL - 0.641	0.95	0.0044	NS		
N107	15	1998	-	0.0025 TL - 0.323	0.83	0.0004	0.0003 W - 0.715	0.93	0.0000
N122	8	1996	-	0.0032 TL - 1.485	0.84	0.0092	0.0009 W - 0.538	0.79	0.0202

Reference lake N59 was excluded from the analyses because no significant relationship was found between Hg concentration and fish length. Lake N59 had the smallest sample size ($N = 6$) and the largest mean fish total length (600 mm).

Secondly, we regressed Λ against fish total length and determined Λ for a standard 560-mm fish in each lake. Hg concentrations in standard 560-mm pike were normalized as a function of Λ by dividing estimated Hg concentrations by the estimated Λ of standard 560-mm fish.

Differences among treatments were tested using non-parametric Kruskal-Wallis Test. Pearson correlation coefficients were calculated between Hg in pike and morphometric, chemical and biological variables. Stepwise multiple linear regression was used to define empirical relationships between Hg in fish and environmental and biological variables. For the lakes sampled twice, only the data obtained during the first sampling year were included in these analyses. When necessary, data were log-transformed to achieve normality and homoscedasticity.

Results

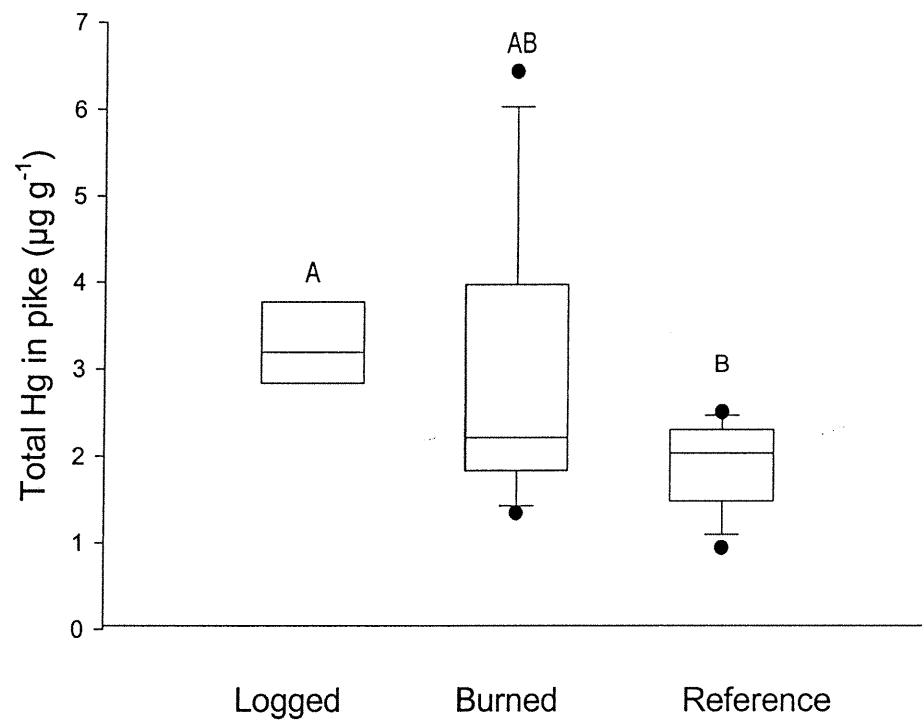
Hg in northern pike

On a dry weight basis, Hg concentrations in 560 mm-northern pike ranged from 0.9 to 6.4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Table 2). The three treatments showed significantly different levels of Hg in pike ($p = 0.047$). In logged lakes, Hg concentrations averaged 3.4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, and were significantly higher than in reference lakes (mean concentration of 1.9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) (Figure 1). The average Hg concentration in pike from burned lakes (3.0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) was intermediate between the levels observed in logged and in reference lakes, but differences were not significant. Note, however, that the highest Hg

Table 2. Mercury concentrations in 560-mm northern pike (Hg), pike trophic position (Λ) and Hg levels normalized to trophic position (Hg/ Λ) in all study lakes ($N = 19$).

Lake	Treatment	Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight)	Λ	Hg/ Λ ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight $\cdot\Lambda^{-1}$)
C2	logging	3.4	4.4	0.77
C9	logging	2.7	4.2	0.64
C24	logging	4.2	4.3	0.98
C40	logging	3.0	4.4	0.68
FP2	fire	6.4	4.3	1.51
FP15	fire	1.8	2.9	0.60
FP24	fire	2.6	4.5	0.57
FP30	fire	4.4	3.6	1.23
FP32	fire	2.0	3.8	0.53
FBP9	fire	1.3	3.8	0.35
FBP10	fire	2.2	3.8	0.59
N43	reference	2.5	4.3	0.58
N55	reference	1.5	4.3	0.35
N56	reference	2.4	4.1	0.58
N63	reference	2.2	3.8	0.59
N88	reference	1.8	3.4	0.54
N89	reference	0.9	4.3	0.22
N107	reference	2.2	3.9	0.57
N122	reference	1.5	4.2	0.35

Figure 1. Box plots showing median, 10th, 25th, 75th and 90th percentiles of Hg in 560-mm northern pike, expressed on a dry weight basis, from logged ($N = 4$), burned ($N = 7$) and reference lakes ($N = 8$). Letters on top of the boxes indicate between treatment differences: boxes with different letters are significantly different (Wilcoxon-Mann-Whitney test, $p < 0.01$).



concentration was found in a lake with a partially (50.1%) burned watershed. When this lake is removed from the analysis, the mean Hg levels in burned lakes decrease to $2.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

The $\delta^{13}\text{C}$ and the $\delta^{15}\text{N}$ of benthic invertebrates were highly variable, ranging from -32.9‰ to -24‰ and from -2.4‰ to $+4.4\text{‰}$, respectively. The variation in $\delta^{15}\text{N}$ is equivalent to 2 trophic levels. The $\delta^{13}\text{C}$ and the $\delta^{15}\text{N}$ of pike ranged from -30.7‰ to -25.8‰ and from 7.1‰ to 10.7‰ , respectively.

The trophic position of 560-mm pike, adjusted for variations in baseline $\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$ between lakes, ranged from 2.9 to 4.5 (Table 2), and tended to be higher in logged lakes, but differences among treatments were not significant. Hg concentrations normalized to trophic position in pike from reference, logged and burned lakes were again significantly different, but this time at a p -level of 0.025. These results indicate that among-group variations in trophic position were not responsible for the observed differences in Hg concentrations in pike.

Relationships between Hg concentrations in fish and environmental variables

Significant differences were observed between the three groups of lakes for several morphometric, water quality and biological variables (Table 3). Lakes with burned watershed showed significantly higher levels of chlorophyll *a*, total phosphorus, total nitrogen, and sulfate compared to logged and reference lakes. Lake water pH in the study lakes was circumneutral and was slightly lower, though not significantly ($p > 0.05$), in logged lakes relative to burned and reference lakes. The drainage areas of logged lakes exported more DOC compared to burned and undisturbed lakes and DOC concentrations were the highest in logged lakes.

Table 3. Physical, chemical and morphometric characteristics of the study lakes and of their catchments .

	Reference (N = 8)			Burned (N = 7)			logged (N = 4)				
	Mean	SD	Max	Mean	SD	Min	Max	Mean	SD	Min	Max
Lake area (LA, km ²)	0.4	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.6	0.4	0.2	0.2	0.7
Drainage area (DA, km ²)	2.4	1.3	0.9	5.2	6.6	0.6	19.7	3.1	2.0	1.0	5.9
Maximum depth (m)	11.9	4.9	7.0	14.1	3.2	10.0	20.0	18.2	8.5	12.0	30.0
Lake volume (km ³)	1.9	1.3	0.6	1.9	1.0	0.7	3.5	1.9	1.4	0.6	3.8
% of DA as wetlands	2.4	2.6	0	1.1	1.3	0	3.6	1.8	1.2	0	3.0
Disturbed area to lake area	0	0	0	11.7	9.2	3.3	40.4	4.0	3.4	0.4	6.1
pH	6.6	0.3	6.3	6.5	0.4	5.7	7.2	6.1	0.3	5.9	6.6
Alkalinity (µeq·L ⁻¹)	70.7	29.5	32.0	66.4	41.3	17.2	146.1	34.7	15.6	15.3	47.6
DOC loading to lakes (mol C·m ⁻² lake·y ⁻¹)	3.4	2.5	1.4	6.9	6.4	1.6	20.3	7.0	5.6	1.4	9.3
DOC (mg·L ⁻¹)	5.7	1.6	3.6	6.2	1.6	4.0	8.0	7.4	3.1	4.2	11.1

Light attenuation coef (m^{-1})	1.0	0.3	0.7	1.7	1.1	0.4	0.6	1.8	1.5	0.7	1.0	2.5
Secchi depth (m)	3.6	0.8	2.2	5.0	3.1	1.4	2.1	5.6	2.9	1.2	1.6	4.2
Chlorophyll a ($\mu g \cdot L^{-1}$)	1.9	0.4	1.1	2.3	3.2	1.1	1.6	4.7	2.0	0.6	1.3	2.7
Total phosphorus ($\mu g \cdot L^{-1}$)	6.6	1.7	4.7	9.5	11.7	2.6	8.4	15.3	9.1	2.3	6.9	12.4
Total nitrogen ($\mu g \cdot L^{-1}$)	223.8	43.6	149.5	294.0	311.1	83.0	217.0	440.0	237.3	58.8	160.0	303.0
Ca ²⁺ ($mg \cdot L^{-1}$)	1.8	0.5	1.2	2.5	2.1	0.5	1.4	2.7	1.6	0.3	1.2	2.0
SO ₄ -S ($mg \cdot L^{-1}$)	0.8	0.2	0.6	1.0	1.5	0.3	1.1	2.1	0.9	0.1	0.8	1.0
MeHgZoop (ng·g dry weight ⁻¹)	122.3	38.9	55.1	160.6	151.8	100.5	94.2	376.7	176.8	19.8	160.5	203.0

Table 4. Pearson correlation coefficients observed between log Hg concentrations in 560-mm northern pike and environmental and biological characteristics of the study lakes and watersheds (N = 19).

	<i>r</i>	<i>p</i>
Lake area (LA)	- 0.38	0.109
log drainage area (DA)	- 0.11	0.639
log DA/LA*	0.48	0.048
Alkalinity	- 0.57	0.011
pH	- 0.66	0.002
log DOC loading*	0.61	0.009
log DOC*	0.50	0.034
log light attenuation coef.*	0.52	0.021
Chlorophyll <i>a</i>	0.03	0.904
TP	0.33	0.173
TN	0.51	0.026
Ca ²⁺	- 0.28	0.244
SO ₄ ²⁻	0.49	0.038
log MeHg in Zooplankton	0.77	0.000

*Excluding lake FP15

Figure 2. Relationship between Hg concentrations in 560 mm-pike and methyl mercury concentrations in zooplankton, expressed on a dry weight basis ($r = 0.79$, $p = 0.0000$, $N = 19$ lakes). L = logged lakes ($N = 4$); B = burned lakes ($N = 7$); R = reference lakes ($N = 8$).

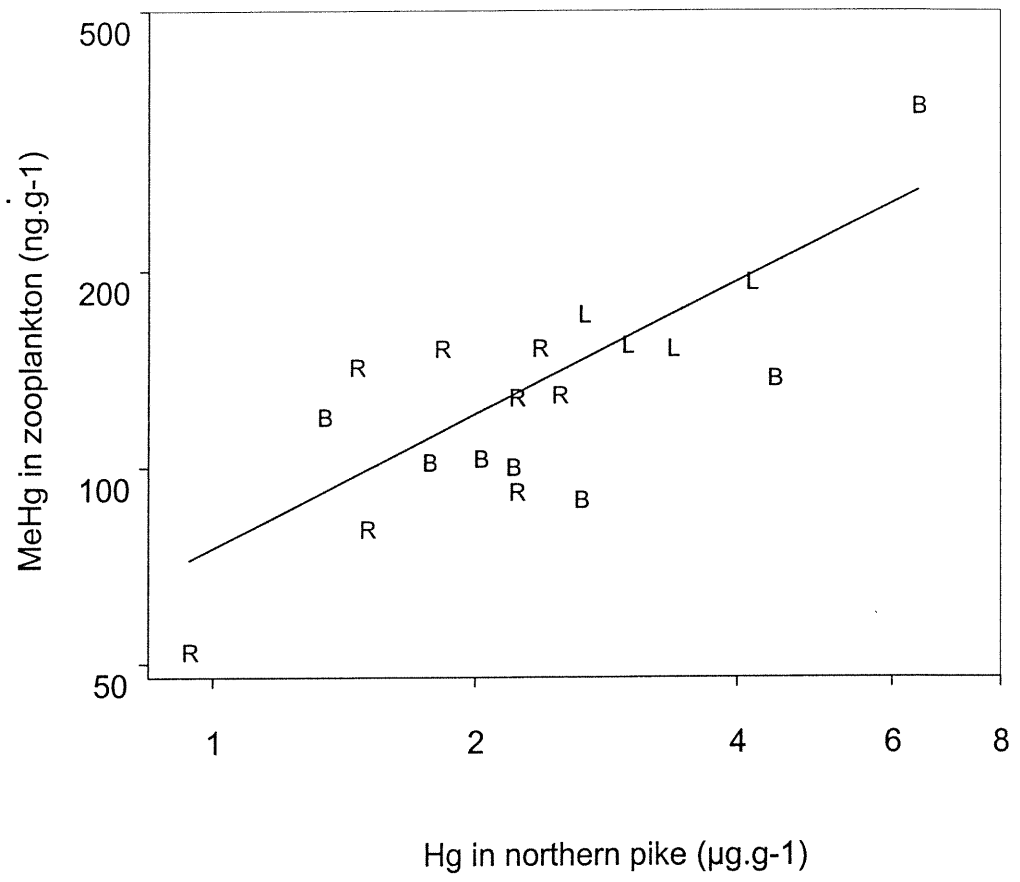


Table 5. Multiple regression models for Hg concentrations in northern pike ($\mu\text{g}\cdot\text{g}$ dry weight $^{-1}$).

(1) $\text{Log (Hg)} = -0.23 (\pm 1.70) + 0.58 (\pm 0.16) \text{log(MeHgzoop)}^{**} + 0.43 (\pm 0.12) \text{SO}_4^{2-**} - 0.34 (\pm 0.17) \text{pH}^*$

$R^2_{\text{adjusted}} = 0.79$, $\text{SE}_{\text{est}} = 0.14$, $p = 0.0000$, $N = 19$ lakes

(2) $\text{Log (Hg)} = 1.44 (\pm 0.89) - 0.62 (\pm 0.09) \text{pH}^{***} + 0.56 (\pm 0.08) \text{SO}_4^{2-***} + 0.27 (\pm 0.05) \text{log(DOC loading)}^{***}$

$R^2_{\text{adjusted}} = 0.92$, $\text{SE}_{\text{est}} = 0.13$, $p = 0.0000$, $N = 18$ lakes

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

Watershed properties of the three groups of lakes only differed with respect to the mean drainage area due to the inclusion in the burned group of one lake (FP15) which has a larger headwater lake in its watershed and has an exceptionally large drainage area.

Significant correlations were found between Hg concentrations in 560-mm pike and some environmental and biological characteristics of the study lakes (Table 4). Hg in pike showed the strongest relationship with MeHg in zooplankton (Figure 2). Other variables also significantly correlated to Hg were: pH (-), alkalinity (-), SO_4^{2-} (+), total nitrogen (+) and light attenuation (+), which was itself highly correlated to DOC loading ($r = +0.92$, $p < 0.0001$). The relationships between Hg in pike and three intercorrelated variables, DOC loading from the drainage area, DOC in lake water and drainage ratio, only became significant ($p < 0.05$, $r = 0.61$, 0.50 and 0.48 , respectively) following the exclusion of second-order lake FP15 from the regressions.

Stepwise multiple regression including all lakes showed that MeHg in zooplankton, sulfate and pH explained 79% of the variance in Hg concentrations in pike (Equation 1 - Table 5). MeHg in zooplankton alone explained 61% of the variation. When lake FP15 was removed from the set of lakes, pH and sulfate remained in the model, and DOC export rate replaced MeHg in zooplankton. This alternative regression model (Equation 2 - Table 5) was highly significant, and its R^2 increased to 0.92. Lake pH explained a larger amount of the variation in Hg than sulfate and DOC in this regression. DOC loading and MeHg in zooplankton were correlated and mutually exclusive as independent variables in our regression models.

Temporal trends of Hg in pike

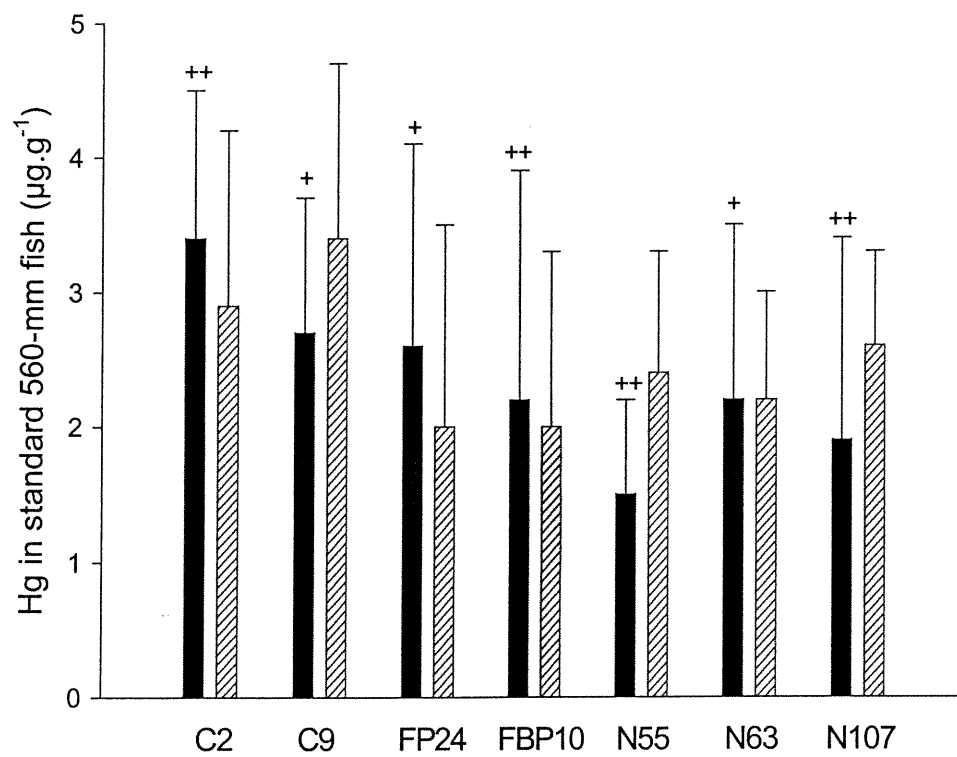
In lakes sampled twice, Hg concentrations varied between the first and the second sampling year, but differences were not significant (Paired t-test, $p > 0.05$). In one of the two logged lakes resampled in 1998 (C9), the estimated Hg concentration in standard 560-mm fish increased by about 28%, whereas it remained the same in the other lake (C2) (Figure 3). In burned lakes, an average decrease of 18% was observed. In two reference lakes (N63 and N107), Hg concentrations in pike showed little variation from one year to another. In a third reference lake (N55), Hg concentrations were higher in 1998 than in 1997. All the observed variations were not significantly different, however (Figure 3).

Discussion

Hg concentrations in 560-mm pike from our lakes, on a wet weight basis, were comparable to those observed by Hakanson et al. (1988) in 1-kg pike from 1456 Swedish lakes, and by Bodaly et al. (1993) in 600-mm pike from six Canadian Shield lakes. They were lower, however, than concentrations reported by Parks et al. (1994) for 550-mm pike from 42 pristine lakes in northern Minnesota, USA. In all logged lakes, Hg concentrations in 560-mm pike were higher than the advisory limit for human consumption of $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ (wet weight) of the World Health Organization. This limit was exceeded in three burned lakes and in only one reference lake.

As previously observed for MeHg in zooplankton collected in the same lakes (Garcia and Carignan 1999), Hg in northern pike was highest in fish from logged lakes. As indicated by the regression models (Table 5), Hg in pike increased with increasing DOC loading and with concentrations of sulfate in lake water, and declined with increasing lake water pH. These

Figure 3. Temporal trends in levels of Hg in 560-mm northern pike (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) from two logged (C2 and C9), two burned (FP24 and FBP 10) and three reference lakes (N55, N63 and N107) sampled twice: in 1996 (black +) or in 1997 (black ++) and in 1998 (hachured). Bars represent standard error of estimated Hg for 560-mm pike.



three factors are related either to Hg transfer to lakes or to microbial methylation rates. The variables selected in our regression models are in accordance with the Mercury Cycling Model of Hudson et al. (1994), where DOC, pH and sulfate in conjunction with calcium are the limnological characteristics that most directly affect Hg levels in fish.

Lake water pH was the most important predictor of Hg concentrations in pike. The average pH of logged lakes (6.1) was slightly lower than that of burned (6.5) and reference lakes (6.6). This difference in pH may partially explain differences in Hg among treatments. In reference lakes, Hg concentrations showed a negative ($r = -0.69$) and nearly significant ($p = 0.058$) correlation with pH. The slope of this relationship (-1.4 ± 0.6) indicates that a variation of 0.5 unit of pH, as that observed between logged and reference lakes, may be responsible for a variation of around $0.7 \pm 0.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}$ in Hg concentration. This pH effect is commonly observed (Ponce and Bloom 1991; Jensen 1988) and may be due to several mechanisms. At low pH, the exchange of H^+ with humic acid-bound Hg^{2+} may increase the availability of Hg^{2+} and increase its methylation rate (Xun et al. 1987). High pH, on the contrary, enhances the reduction of Hg^{2+} to the volatile Hg^0 (Hudson et al. 1994). Variations in pH may also interfere with uptake of both organic and inorganic Hg by aquatic organisms (Rodgers and Beamish 1983).

High Hg concentrations in fish from logged lakes may be partly attributed to variations in Hg inputs associated with the loading of terrestrial DOC. In these lakes, one of the most noticeable effects of logging was a pronounced increase in the DOC export from the drainage area. The role of the organic matter in the mobilization and translocation of heavy metals, including Hg, from watersheds to aquatic ecosystems is well known (Kalbitz and Wennrich 1998; Meili 1991). The effects of organic matter on lake Hg and MeHg levels are complex, however. Some studies have shown that DOC increases Hg bioavailability in lakes by stimulating

microbial methylation rates (McMurtry et al. 1989) and by retaining Hg in the water column. Hecky et al. (1991) observed that the addition of terrestrial debris, including spruce boughs and boreal forest floor materials to mesocosms increased Hg concentrations in fish. Input of DOC may also decrease the rates of photodegradation of MeHg in lakes (Sellers et al. 1996). These studies support the positive relationship between Hg concentrations in fish and DOC observed in our lakes. In contrast, Grieb et al. (1990) observed a negative relationship between DOC or water color and Hg in fish, especially in clear water lakes. This phenomenon was attributed to the complexation of Hg species with sulfhydryl groups on organic molecules, which decreases the availability of Hg to the aquatic biota (Grieb et al. 1990) and inhibits methylation (Miskimmin et al. 1992).

The positive correlation between Hg levels in pike and sulfate concentrations may be related to the acidity of the lakes or to the methylation activity of sulfate-reducing bacteria (Gilmour and Henry 1991; Hudson et al. 1994). Sulfate concentrations were nearly identical in reference and logged lakes (Table 3), however, and cannot explain the higher Hg concentrations measured in fish captured in logged lakes.

The highest Hg level was observed in a partially burned lake (FP2). Canavan (1998) observed 5 and 20-fold increases in Hg and MeHg concentrations, respectively, in the sediment of a reservoir following a partial burn of its watershed. These higher concentrations were attributed to an increase in the loading of allochthonous organic matter, as well as to increased Hg methylation. Lake FP2 also had a high DOC load ($6.3 \text{ mol C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$) compared to the average value found for the other burned lakes ($4.3 \text{ mol C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$, excluding lake FP15). Note, however, that lake FP2 also had the lowest pH.

Because MeHg can be biomagnified through the food web, trophic position is an important factor explaining among-lake differences in Hg

concentrations in a given species (Cabana and Rasmussen 1994). In our lakes, however, variations in pike trophic position were relatively small and did not significantly influence the observed differences among logged, burned and reference lakes. Nonetheless, the normalization of Hg concentrations as a function of trophic position did increase the level of significance of statistical tests used in the among-treatment comparisons. This normalization provides an alternative to conventional methods for comparisons of Hg concentrations in different fish species.

Differences between logged and reference lakes were noticed as early as one and two years after harvesting. This result suggests that fish may respond rapidly to environmental alterations of the Hg cycle, as reported by Hecky et al. (1991), who observed a 10-fold increase in Hg levels in yellow perch two months after the addition of terrestrial organic materials to mesocosms. No clear trend was observed in Hg levels in 560-mm pike from the lakes sampled twice due to the small number of revisited lakes.

Our results suggest that extensive logging activities may increase Hg levels in northern pike. Increased DOC loads to impacted lakes may disrupt the natural cycling of Hg in watersheds and cause its accumulation in the aquatic biota. Partial loss of forest cover through fires may also cause elevated Hg levels in the biota. If confirmed by further studies, these effects should be taken into consideration in future forest harvesting practices.

Acknowledgments

This research was supported by the Canadian Network of Centres of Excellence on Sustainable Forest Management, and by an American

States Organization scholarship to Edenise Garcia. We thank Dolores Planas and Pierre Magnan for providing the chlorophyll and fish data, and Louise Simoneau (Ministère de l'environnement du Québec) for her help in the laboratory.

References

- Bodaly, R.A., Rudd, J.W.M., and Fudge, R.J.P. 1993. Hg concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50 : 980-987.
- Cabana, G., and Rasmussen, J.B. 1994. Modeling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372: 255-257.
- Cabana, G., Tremblay, A., Kalff, J., and Rasmussen, J.B. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: a determinant of Hg levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 381-389.
- Canavan, C.M. 1998. Seasonal variability in total Hg and methylHg at Elephant Butle and Caballo Reservoirs – Sierra County, New Mexico. Ph.D. thesis, New Mexico State University, New Mexico, USA.
- Carignan, R., D'Arcy, P., and Lamontagne, S. 2000 Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in boreal shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl.2) : 105 -117.
- Garcia, E., and Carignan, R. 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl Hg in zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 339-345.
- Gilmour, C.G. and Henry, E.A. 1991. Hg methylation in aquatic systems affected by acid deposition. *Environ. Pollut.*, 71: 131-

- Grieb, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Bowie, G.I., and Porcella, D.B. 1990. Factors affecting Hg accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. *Environ. Toxicol. Chem.* 9 : 919-930.
- Hakanson, L., Nilsson, A., and Andersson, T. 1988. Hg in fish in Swedish lakes. *Environ. Pollut.* 49: 145-162.
- Hecky, R.E., Ramsey, D.J., Bodaly, R.A., and Strange, N.E. 1991. Increased methylHg contamination in fish in newly formed freshwater reservoirs. *In : Advances in Hg toxicology. Edited by T. Suzuki, N. Imura and T.W. Clarkson.* Plenum Press, New York. pp. 33-52.
- Henzel, M.R. and Jamieson, D.M. 1976. Determination of mercury in fish. *Anal. Chem.* 48: 926-928.
- Hill, W.R., Stewart, A.J., Napolitano, G.E. 1996. Hg speciation and bioaccumulation in lotic primary producers and primary consumers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 : 812-819.
- Hobbie, J.E., and Likens, G.E. 1973. Output of phosphorus, dissolved organic carbon, and fine particulate carbon from Hubbard Brook watersheds. *Limnol. Oceanogr.* 18 : 734-742.
- Hudson, R.J.M., Gherini, S.A., Watras, C.J., and Porcella, D.B. 1994. Modeling the biogeochemical cycle of Hg in lakes: the Hg Cycling Model (MCM) and its application to the MTL study lakes. *In : Hg pollution - integration and synthesis. Edited by C.J. Watras and J.W. Huckabee.* Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 473-523.
- Jensen, A.L. 1988. Modelling the effect of acidity on mercury uptake by walleye in acidic and circumneutral lakes. *Environ. Pollut.* 50 : 285-294.

- Kalbitz, K., and Wennrich, R. 1998. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *Sci. Total Environ.* 209: 27-39.
- Kolka, R.K., Grigal, D.F., Verry, E.S., and Nater, E.A. 1999. Hg and organic carbon relationships in streams draining forested upland/peatland watersheds. *J. Environ. Qual.* 28: 766-775.
- Jensen, A.L. 1988. Modeling the effect of acidity on Hg uptake by walleye in acidic and circumneutral lakes. *Environ. Poll.* 50: 285-294.
- Lamontagne, S., Carignan, R., D'Arcy, P., Prairie, Y.T., and Paré, D. Element export in runoff from eastern Canadian boreal shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57 (suppl.2) : 118 -128.
- MacCrimmon, H.R., Wren, C.D., and Gots, B.L. 1983. Hg uptake by lake trout, *Salvelinus namaycush*, relative to age, growth, and diet in Tadenac lake with comparative data from other PreCambrian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 : 114-120.
- McMurtry, M.J., Wales, D.L., Scheider, W.A., Beggs, G.L., and Dimond, P.E. 1989. Relationship of Hg concentrations in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 : 426-434.
- Meili, M. 1991. The coupling of Hg and organic matter in the biogeochemical cycle - towards a mechanistic model for the boreal forest zone. *Wat. Air Soil Pollut.* 56 : 333-347.
- Miskimmin, B.M., Rudd, J.W.M., and Kelly, C.A. 1992. Influence of dissolved organic carbon, pH, and microbial respiration rates on Hg

- methylation and demethylation in lake water. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 : 17-22.
- Parks, J.W., Craig, P.C., and Ozburn, G.W. 1994. Relationships between Hg concentrations in walleye (*Stizostedium vitreum*) and northern pike (*Esox lucius*): implications for modelling and biomonitoring. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 2090-2104.
- Ponce, R.A., and Bloom, N.S. 1991. Effect of pH on the bioaccumulation of low level, dissolved methylHg by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Wat. Air Soil Pollut.* 56 : 631-640.
- Rodgers, D.W.A., and Beamish, F.W.H. 1983. Water quality modifies uptake of waterbone methylHg by rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 : 824-828.
- Sellers, P., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., and MacHutchon, A.R. 1996. Photodegradation of methylHg in lakes. *Nature* 380: 694-697.
- Vander Zanden, M.J., and Rasmussen, J.B. 1999. Primary consumer ^{15}N and ^{13}C and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* 80: 1395-1404.
- Xun, Luying, Campbell, N.E.R., and Rudd, J.W.M. 1987. Measurements of specific rates of net methyl Hg production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 : 750-757.

CHAPITRE 4

Mercury accumulation in fish from Shield lakes impacted by fire or forest harvesting

Edenise Garcia et Richard Carignan

Article à soumettre à *Limnology and Oceanography*

Total mercury (Hg) concentration was determined in several species of fish from 38 Boreal Shield lakes with harvested, burnt or undisturbed catchments. Fish trophic position was estimated using stable isotopes of N and C, taking into consideration among-lake differences in baseline $\delta^{15}\text{N}$. Comparison of the relationship between Hg and trophic position showed that Hg in fish tended to increase by 2.2 fold from one trophic position to another in the three groups of lakes. One to two years after disturbances, Hg levels in fish from logged lakes were 42% and 45% higher than in reference and burnt lakes, respectively, independently of trophic position. Hg concentrations exceeded the advisory limit for human consumption ($0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ wet weight – World Health Organization) in top predator fish (northern pike, walleye and burbot) found in logged lakes. In harvested lakes, Hg concentrations in fish were significantly related to the disturbance area to lake area (or lake volume) ratio ($r = + 0.63$ and $+0.61$, $p < 0.05$), as previously found for dissolved organic carbon (DOC) in the same lakes.

Introduction

Annually, harvesting activities affect the Canadian boreal forest, resulting in soil exposure and in increased mobilization of dissolved organic carbon (DOC) (1), which is known as an important vector of Hg to aquatic systems (2). In two previous studies, we observed higher levels of methyl mercury (MeHg) and total mercury (Hg) in zooplankton and northern pike (*Esox lucius*) in Boreal Shield lakes impacted by forest harvesting compared to lakes impacted by wildfires or to reference lakes (3,4). Here, we report Hg levels in fish food chains in the same lakes. Assessing the effect of watershed disturbance in Hg levels in biota collected in different lakes is not a straightforward exercise, however. Mercury is biomagnified along food chains and is therefore related to trophic position (5), which, for a given species, can differ between lakes. Stable isotopes (^{13}C and ^{15}N) are used here to estimate trophic position, as previously utilized in studies on hydrophobic contaminant distribution within food chains (6-8), and to correct for variation in fish trophic position between lakes.

Experimental Section

Field site and sample collection. The 38 study lakes are located in central Quebec [48°50'N, 75°00'W; see map in (1)]. Nine lakes had 9-72% of their catchment area clear-cut in 1995, whereas high intensity fires cleared 50-100% of the catchment of 9 other lakes. The catchments of reference lakes ($N = 20$) have remained undisturbed for at least 70 years. The lakes were selected in order to minimize morphometric differences among treatments. Wetlands, when present, occupied less than 6% of the drainage area of the lakes.

Fish from the 38 lakes were collected during the summer of 1996 or 1997. Between six and 23 specimens of up to the three most abundant species were collected in each lake, totaling 642 individuals. Eleven lakes

were resampled during the summer of 1998, when 467 specimens representing from seven to 26 individuals of the most abundant species were collected. A detailed description of fish species composition of the study lakes is presented in (9). Individuals were selected in order to maximize the range in size of the different species in each lake. Total length, weight and sex were recorded for all fish. A boneless, skinless filet of dorsal muscle was removed from each fish, frozen, and freeze-dried. Fish assemblages varied from lake to lake. The most abundant species collected were: northern pike (*Esox lucius*), walleye (*Stizostedion vitreum*), yellow perch (*Perca flavescens*), white sucker (*Catostomus commersoni*), lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), lake trout (*Salvelinus namaycush*), brook trout (*Salvelinus fontinalis*), burbot (*Lota lota*), golden shiner (*Notemigonus crysoleucas*) and pearl dace (*Semotilus margarita*). Mean total length for all individuals from a given species was estimated and was used as a standard length in the among-population comparisons. The standard lengths were: northern pike, 560 mm; walleye, 318 mm; yellow perch, 135 mm; white sucker, 325 mm; lake whitefish, 310 mm; lake trout, 365 mm; brook trout, 240 mm; burbot, 590 mm; golden shiner, 92 mm; pearl dace, 80 mm.

Nonpredatory benthic invertebrates (Trichoptera, Ephemeroptera, Amphipoda and Chironomidae) were used for correction of among-lake variation in baseline $\delta^{15}\text{N}$. The organisms were collected during the summer of 1999 in the littoral zone (< 2 m deep) of each lake with hand-held dip nets.

Sample analysis. Total Hg (Hg) concentrations were measured on subsamples (0.1 g) of fish tissue by cold vapor atomic absorption spectrometry, after hot acid extraction (10). The average coefficient of variation for Hg measured in 70 duplicate samples was 6%. Reference material (DORM-2, National Research Council of Canada, Hg = $4.64 \pm 0.26 \text{ mg.kg}^{-1}$) was run every 25 samples, and recoveries averaged $98.7 \pm 4.1\%$ (N = 55). Unless specified, all values are reported on a dry weight basis. In order to allow comparisons with literature data, a conversion factor of 0.2 was used to

express concentrations on a wet weight basis; this factor corresponds to the average of values observed for 25 individuals from different fish species collected in the study lakes (0.197 ± 0.017).

Carbon and nitrogen isotopic ratios were measured on 0.7-mg samples of freeze-dried benthic invertebrates and fish. For each lake, at least two nonpredatory groups of invertebrates, as well as three individuals from each species of fish with a total length equal or close to the standard length were used for isotopic determinations. These analyses were performed on a continuous flow Isoprime mass spectrometer coupled to a CHN analyzer model NC 1500. Ratios of heavy to light isotopes are expressed as δ values – deviations in parts per thousand from standard reference materials (Pee Dee Belemnite limestone for $\delta^{13}\text{C}$ and atmospheric N for $\delta^{15}\text{N}$).

Water chemistry. Lake water was sampled from 1996 to 1998 within two weeks of ice-out (late May to early June), in mid-summer (July), and in early fall (late August to mid-September). A detailed description of water collection and analyses is given in (1). Measured properties included DOC, light attenuation, Secchi depth, dissolved oxygen, pH, alkalinity, total phosphorus and nitrogen, sulfate, calcium and chlorophyll *a*. Loading of DOC to the lakes ($\text{mol C}\cdot\text{m}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$) was estimated for the three years following disturbances (11). Data for the different years are averages for the three sampling periods. For each lake sampled in 1996 or 1997, only the data for the year of fish collection are shown.

Data analysis. Hg concentrations were regressed against total length for each species of fish in each lake. Significant correlations between these two variables were observed in 69 out the 88 populations (average $r = + 0.72$), and the regressions were used to estimate Hg levels in fish of a standard length. For most white sucker and white fish samples, the relationship between Hg and fish length was not significant and Hg means unadjusted for fish size were used. Among pike populations, only that from reference lake N59 did not show a significant relationship between Hg concentrations and fish length. Hg

in pike from this lake was excluded from the analyses first because of the small sample size ($N = 6$) and second because average total length (600 mm) in pike from lake N59 was higher than the standard length,.

Variations in the $\delta^{15}\text{N}$ of primary producers can result in a wide range in $\delta^{15}\text{N}$ of consumers (6) and invalidate the use of $\delta^{15}\text{N}$ in among-system comparisons. Such variations were accounted for by using the $\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$ relationship of various groups of nonpredatory benthic organisms from the 38 study lakes following the method proposed by Vander Zanden and Rasmussen (12). This method relies on the existence of an empirical relationship between $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ of primary consumers (pcons) as described by the equation:

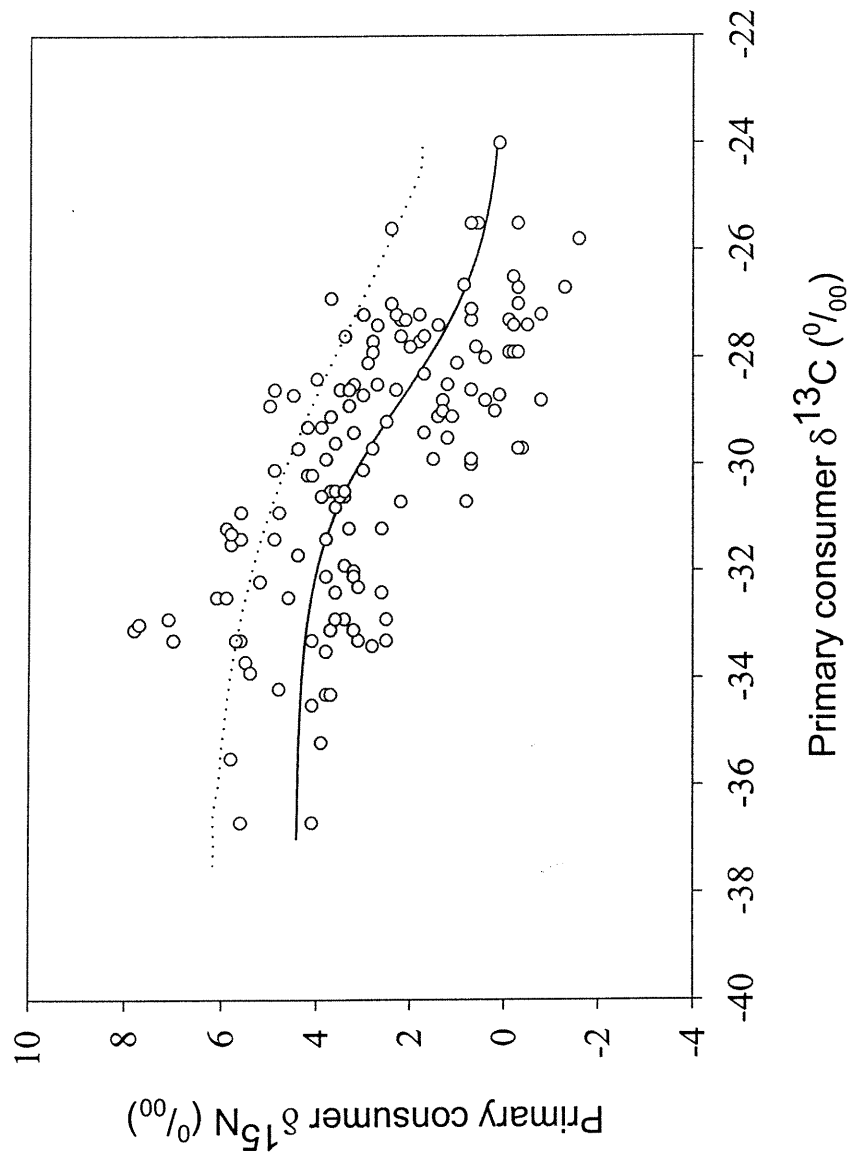
$$\delta^{15}\text{N}_{\text{pcons}} = \frac{A}{1 + e^{B + (C * \delta^{13}\text{C}_{\text{pcons}})}} \quad (1)$$

where $\delta^{15}\text{N}_{\text{pcons}}$ is the expected $\delta^{15}\text{N}$ for each group of primary consumer given its $\delta^{13}\text{C}$. Equation (1) describes a S-curve and was used instead of a linear regression because $\delta^{15}\text{N}$ in primary consumers is expected to be limited by the natural $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratio and by the isotopic fractionation during N uptake by algae (lower asymptote) and by the fractionation associated with bacterial denitrification (upper asymptote) (12). The parameters A, B and C of equation (1) were estimated using $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ of primary consumers collected in the 38 lakes (Figure1), yielding the equation:

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{pcons}} = \frac{4.44}{1 + e^{20.1 + (0.698 * \delta^{13}\text{C}_{\text{pcons}})}} \quad (2)$$

Measured $\delta^{13}\text{C}$ of each primary consumer from each lake ($\delta^{13}\text{C}_{\text{pcons}}$) was then used to predict $\delta^{15}\text{N}$ (eq. 2). The average residual between predicted and measured $\delta^{15}\text{N}$ (\bar{U}_{res}) was estimated for all primary consumers in each lake. Next, the $\delta^{13}\text{C}$ of each fish from a same lake was entered in equation (2) to generate a predicted $\delta^{15}\text{N}$ value. The \bar{U}_{res} for that lake was then added to

Figure 1. $\delta^{15}\text{N}$ vs. $\delta^{13}\text{C}$ for primary consumers from the 38 study lakes (solid line) and from Vander Zanden and Rasmussen study (1999) (dotted line).



the predicted $\delta^{15}\text{N}$ of each fish to obtain a new $\delta^{15}\text{N}$ value corrected for variations in $\delta^{15}\text{N}$ in primary consumers ($\delta^{15}\text{N}_{\text{corrected}}$). Finally, the trophic position of the fish was given by the equation:

$$\Lambda_{\text{fish}} = \left[\frac{(\delta^{15}\text{N}_{\text{fish}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{corrected}})}{3.4} \right] + 2 \quad (3)$$

where Λ_{fish} is the trophic position and $\delta^{15}\text{N}_{\text{fish}}$ is the $\delta^{15}\text{N}$ measured for each fish. The constant 3.4 represents the $\delta^{15}\text{N}$ increment per unit of trophic level (6), and the constant 2 is the trophic level of primary consumers.

In order to compare the trends in Hg accumulation along the food chain of logged, burnt and reference lakes, we determined the relationships between Hg concentration and trophic position of fish of a standard length in logged, burnt and reference lakes. Analysis of covariance (ANCOVA) with fish trophic position as a covariate was then used to compare Hg concentrations in the three groups of lakes. Fish collected in 1998 in the 11 resampled lakes were treated separately from fish collected in 1996 or 1997, and the two sampling periods were compared using ANCOVA. Biomagnification factors (BMF) were estimated in all treatments and corresponded to the increasing concentration of MeHg at two successive trophic positions in a food chain. Pearson correlation coefficients between Hg contents in fish and environmental and biological variables were calculated separately for logged, burnt and reference lakes. Stepwise multiple regression was used to test for significant relationships between Hg in fish and environmental and biological characteristics of the study lakes and their watersheds. Differences in water quality variables among treatments were tested using either ANOVA (lakes sampled in 1996 or 1997) or the nonparametric Kruskal-Wallis test (lakes resampled in 1998). When necessary, statistical analyses were conducted using log-transformed data in order to achieve normality and homoscedasticity. Residuals from ANCOVA and multiple regression analyses were normally distributed.

Results

Environmental variables. Significant differences in morphometry among the three groups of lakes (Table 1; ANOVA, $p < 0.05$) were due to the inclusion, in the burnt group, of one deep lake (37 m) and one lake with a large drainage area. Several significant differences in water quality variables among the three groups of lakes (Table 1) were observed for the 1996-1997 period. In logged lakes, concentrations of DOC, DOC loading, as well as light extinction were higher than in reference lakes (ANOVA, $p < 0.01$). Corresponding values for burnt lakes were intermediate, but were not significantly different from those of reference and logged lakes. Concentrations of chlorophyll *a*, Ca^{2+} and SO_4^{2-} were significantly higher in burnt lakes (ANOVA, $p < 0.001$) relative to the other two treatments. Burnt lakes also showed higher concentrations of total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) than reference lakes (ANOVA, $p < 0.01$). Among-treatment differences in pH were not significant. No morphometric or water quality variable of the 11 lakes resampled in 1998 varied significantly among treatments (Table 2; Kruskal-Wallis, $p > 0.05$).

Stable isotopes data. The four groups of invertebrates had low average $\delta^{15}\text{N}$ values ($< 1.7\text{‰}$) and similar average $\delta^{13}\text{C}$ values (from -28.9 to -27.7‰ , Table 3). For Trichoptera, Ephemeroptera and Amphipoda, the range of variation of $\delta^{15}\text{N}$ was between 4.2 and 6.0‰ , which corresponds to 1.2-1.8 trophic levels, and the range of $\delta^{13}\text{C}$ varied by 6.0 to 7.4‰ . For Chironomidae, however, the range of variation of both stable isotopes was narrower (0.6‰ for $\delta^{15}\text{N}$, or 0.2 trophic level, and 1.8‰ for $\delta^{13}\text{C}$). Among-treatment variations in $\delta^{15}\text{N}$ were observed (ANOVA, $p < 0.05$). Average $\delta^{15}\text{N}$ of Ephemeroptera (1.8‰) and Amphipoda (2.7‰) from burnt lakes was significantly higher than in invertebrates from the logged (-0.3 and 0.9‰ , respectively) and reference lakes (-0.1 and 0.7‰ , respectively). No among-treatment significant difference was found in $\delta^{15}\text{N}$ of Trichoptera or Chironomidae, or in $\delta^{13}\text{C}$ of the four groups of benthic invertebrates.

TABLE 1. Average morphometric, chemical and physical characteristics of the lakes sampled in 1996-1997. CI = confidence interval.

	Reference (N = 20)				Burnt (N = 9)				Logged (N = 9)			
	Mean	CI	Min.	Max.	Mean	CI	Min.	Max.	Mean	CI	Min.	Max.
Lake area (LA, km ²)	0.4	0.1	0.2	0.8	0.4	0.1	0.2	0.6	0.6	0.5	0.2	2.3
Drainage area (DA, km ²)	2.2	0.6	0.5	4.8	4.9	4.5	0.6	19.7	3.4	2.3	0.6	10.3
Maximum depth (m)	12.5	2.0	7.0	23.0	17.0	5.6	10.0	34.0	14.0	5.9	5.0	30.0
% of DA as wetlands	2.0	0.89	0	7.0	0.9	0.9	0	3.6	2.3	1.5	0.0	6.0
Disturbed area (DIST, km ²)	0	0	0	0	4.6	2.6	0.6	19.5	1.7	0.5	0.1	7.5
pH	6.5	0.1	5.8	7.0	6.6	3.1	5.7	7.2	6.4	0.4	5.8	7.0
Alkalinity (µeq·L ⁻¹)	50.3	12.4	18.7	110.0	64.2	29.5	17.2	146.1	54.2	26.2	15.3	47.6
DOC loading to lakes (mol C·m ⁻² lake·y ⁻¹)	2.7	0.9	1.0	9.3	4.7	2.6	0.4	9.7	5.1	2.5	0.8	9.5
DOC (mg·L ⁻¹)	5.2	0.7	2.8	9.2	5.8	1.5	3.1	8.7	7.5	2.7	3.0	12.4
Light attenuation coef (m ⁻¹)	1.0	0.1	0.5	1.7	1.2	0.3	0.5	1.8	1.5	0.6	0.6	2.6
Secchi depth (m)	4.0	0.5	2.2	6.0	3.4	1.1	2.1	5.6	3.0	3.0	1.4	5.0
Chlorophyll a (µg·L ⁻¹)	1.9	0.2	1.0	3.2	3.3	0.7	1.6	4.7	2.2	0.5	1.3	2.7

Total phosphorus ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	6.7	0.8	4.7	10.3	11.8	2.6	7.6	17.3	9.6	2.4	5.6	15.8
Total nitrogen ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	219.1	19.9	149.5	332.1	332.2	136.3	160.0	746.6	255.5	37.7	160.0	303.0
Ca ²⁺ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.5	0.2	1.0	2.5	2.1	0.3	1.4	2.7	1.5	0.2	1.1	2.2
SO ₄ -S ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.9	0.1	0.5	1.2	1.6	0.3	1.0	2.1	0.8	0.1	0.5	1.1

TABLE 2. Average morphometric, chemical and physical characteristics of the lakes sampled in 1998. CI = confidence interval.

	Reference (N = 4)			Burnt (N = 3)			Logged (N = 4)		
	Mean	Med.	Max.	Mean	Med.	Max.	Mean	Med.	Max.
Lake area (LA, km ²)	0.5	0.5	0.6	0.3	0.2	0.4	0.4	0.3	0.7
Drainage area (DA, km ²)	2.3	2.1	3.4	1.4	1.3	2.3	3.6	3.0	6.0
Maximum depth (m)	12.5	10.0	23.0	13.7	13.0	16.0	15.5	15.5	19.0
% of DA as wetlands	2.2	1.9	5.1	1.2	0	3.6	1.5	1.4	3.0
Disturbed area to lake area	0	0	0	5.6	3.4	10.0	4.1	4.8	6.1
pH	6.3	6.3	6.5	6.4	6.5	6.6	6.2	6.2	6.2
Alkalinity (µeq·L ⁻¹)	67.1	66.0	111.3	95.8	87.3	164.8	47.8	48.2	49.7
DOC loading to lakes (mol C·m ⁻² lake·y ⁻¹)	2.1	2.1	2.6	2.9	1.9	5.4	4.9	3.6	9.5
DOC (mg·L ⁻¹)	5.6	5.6	6.4	5.0	4.7	6.6	7.2	6.7	11.1
Light attenuation coef (m ⁻¹)	1.2	1.2	1.5	1.3	1.2	1.9	1.5	1.4	2.5
Secchi depth (m)	3.1	3.3	3.5	3.4	3.0	5.2	3.0	3.0	4.4
Chlorophyll a (µg·L ⁻¹)	1.7	1.3	3.1	2.6	1.9	4.8	2.4	2.4	2.7

Total phosphorus ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	7.9	7.4	6.6	10.2	10.4	8.9	6.2	16.1	9.3	8.7	7.3	12.4
Total nitrogen ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	249.3	245.3	207.1	299.2	238.3	224.2	169.4	321.4	255.7	255.0	209.9	302.8
Ca ²⁺ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.9	1.9	13	2.7	2.3	2.4	1.6	2.9	1.7	1.6	1.4	2.0
SO ₄ -S ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.9	0.9	0.7	1.1	1.2	1.3	0.9	1.4	0.9	0.9	0.8	1.0

TABLE 3. Nitrogen and carbon isotopic composition of benthic invertebrates and fish from the study lakes collected between 1996 and 1999.

	No. Individ.	No. lakes	$\delta^{15}\text{N}$				$\delta^{13}\text{C}$				
			Mean	Std dev	Min.	Max.	Mean	Std dev	Min.	Max.	
			(‰)	(‰)	(‰)	(‰)	(‰)	(‰)	(‰)	(‰)	(‰)
Trichoptera		28	1.7	1.8	-1.6	4.4	-28.9	1.6	-32.3	-25.8	
Ephemeroptera		32	0.2	1.6	-2.4	3.3	-28.9	1.9	-32.9	-25.5	
Amphipoda		16	1.5	1.3	-0.2	4.0	-27.7	1.6	-30.0	-24.0	
Chironomidae		14	1.5	0.4	1.2	1.8	-28.6	1.3	-29.5	-27.7	
Pearl dace	12	1	10.0	0.7	8.6	10.6	-28.2	0.6	-29.2	-27.4	
Golden shiner	6	2	7.3	0.5	6.7	8.1	-30.5	1.0	-31.6	-28.9	
White sucker	69	16	7.1	1.3	4.8	9.1	-28.6	2.2	-33.0	-24.2	
Whitefish	48	8	7.8	1.1	5.7	9.6	-30.0	1.3	-32.1	-27.0	
Brook trout	11	4	7.8	0.4	7.1	8.4	-29.1	1.6	-31.2	-26.9	

Lake trout	6	2	8.2	0.4	7.6	8.7	-28.4	0.4	-29.0	-27.9
Yellow perch	50	11	8.1	1.0	6.1	10.6	-28.4	1.5	-32.8	-26.1
Burbot	3	1	8.2	0.4	8.0	8.5	-29.1	0.1	-29.1	-29.0
Walleye	35	9	9.9	1.6	7.9	12.0	-27.5	1.3	-30.6	-25.6
Northern pike	93	19	8.9	0.7	7.1	10.4	-27.9	0.9	-30.7	-25.8

For white sucker, whitefish, yellow perch, walleye and pike, all lakes confounded, the range of $\delta^{15}\text{N}$ was equivalent to approximately one trophic level within any species (Table 3). These species, as well as brook trout, exhibited a 4.3 to 8.8‰ range in $\delta^{13}\text{C}$. The variability in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ was presumably due to among-lake variations in isotopic composition of N and C sources to algae and bacteria. The remaining species (pearl dace, golden shiner, lake trout and burbot) did not show such variations, but were found in only one or two lakes. The pearl dace showed an unexpectedly high $\delta^{15}\text{N}$ (10‰) for a forage species.

All species of fish found in burnt lakes showed consistently higher $\delta^{15}\text{N}$ than fish from reference and logged lakes (Kruskal-Wallis, $p < 0.0001$). Differences in $\delta^{15}\text{N}$ between reference and logged groups were not significant, except for whitefish, which showed a significantly higher $\delta^{15}\text{N}$ in logged lakes.

The trophic position occupied by the different species (Figure 2) indicated a progressive $\delta^{15}\text{N}$ enrichment up the food chain, and followed the pattern: whitefish \leq white sucker \leq brook trout \leq perch \leq lake trout \leq burbot \leq pearl dace \leq pike \leq walleye. Walleye and pike showed lowest degree of overlap in trophic position relative to the other species (Figure 2), even if the range in their trophic position was the largest (Table 3, from 3.5 to 5.4 and from 3.4 to 5.1, respectively).

Hg in fish collected during 1996-1997. The 38 lakes were quite diverse in terms of fish composition, with the number of species captured in each lake varying from one to six (Table 4). Consequently, the food chain length as well as the trophic position occupied by a given species varied from lake to lake.

Hg concentrations were highly variable from one species to another, and even within a given population. Levels of Hg ranged from 0.2 to 17.3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ d.w. in logged lakes, from 0.2 to 20.2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ d.w. in burnt lakes, and from 0.2 to 11.7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ d.w. in reference lakes, all sizes and species confounded. Fish

Figure 2. Average trophic position of fish collected in 1996/1997 in the 38 lakes. Error bars correspond to confidence intervals. BT = brook trout (*Salvelinus fontinalis*), LO = burbot (*Lota lota*), LT = lake trout (*Salvelinus namaycush*), NP = northern pike (*Esox lucius*), PD = pearl dace (*Semotilus margarita*), PE = yellow perch (*Perca flavescens*), WA = walleye (*Stizostedion vitreum*), WF = lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), WS = white sucker (*Catostomus commersoni*).

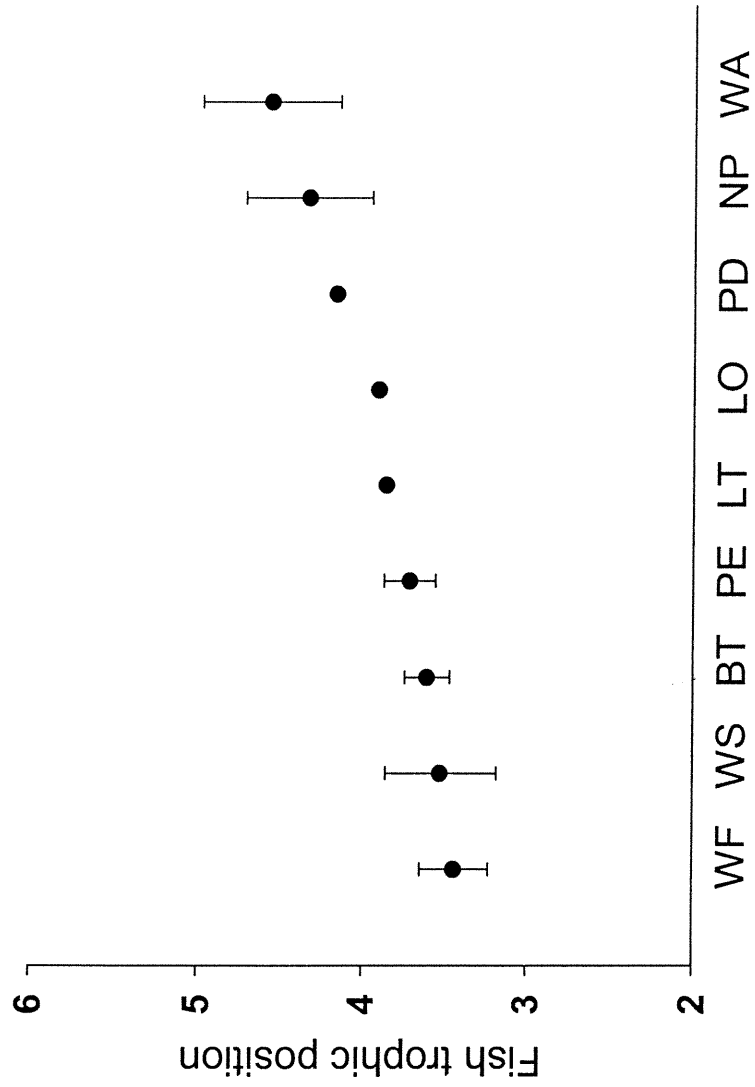


TABLE 4. Hg concentrations (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) in fish of standard lengths, fish trophic position (Δ), sampled fish (Sp) and other fish species (other spp.) present in lakes sampled in 1996/1997. BT = brook trout (*Salvelinus fontinalis*), CY = minnows (*Cyprinus* spp), GS = golden shiners (*Notemigonus crysoleucas*), LO = burbot (*Lota lota*), LT = lake trout (*Salvelinus namaycush*), NP = northern pike (*Esox lucius*), PD = pearl dace (*Semotilus margarita*), PE = yellow perch (*Perca flavescens*), WA = walleye (*Stizostedion vitreum*), WF = lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), WS = white sucker (*Catostomus commersoni*).

Lake	Sp	Reference lakes (N = 19)			Burnt lakes (N = 9)			Logged lakes (N = 9)						
		λ	Hg	Other spp	Lake	Sp	λ	Hg	Other spp	Lake	Sp	λ	Hg	Other spp
N5	WS	3.58	1.11	CY	FP2	NP	4.27	6.44	GS, WS, WF, PE	C2	NP	4.40	3.84	CY, WS, PE
N16	BT	3.30	0.52	CY	FP15	WF	3.75	1.74	CY, WS, PE	C9	NP	4.27	2.67	WS, PE
N35	PE	3.60	0.68	PD, WS, NP		WA	4.57	2.38		C12	WS	2.59	0.76	CY, WF, PE, NP
N43	WF	3.16	0.70	WS, PE, LO		NP	4.80	2.17			WA	3.92	2.58	
N55	NP	4.25	2.61		FP24	NP	4.53	2.67	PE	C23	WA	4.26	3.29	WF, PE, NP
N56	NP	4.70	1.47	CY, GS, WS, PE	FP27	WS	3.37	1.41	CY, LO	C24	PE	3.60	0.63	CY
N63	NP	3.60	1.4	CY, WS		LT	3.38	0.73			LO	3.90	2.54	
N70	WF	3.21	0.93	CY, WS, PE, LO,	FP30	WF	2.88	1.33	WS, PE,		NP	4.27	3.60	
N70	WA	4.01	1.2			NP	3.28	5.15		C29	WS	3.33	1.08	BT
N82	WS	4.17	2.20	CY	FP31	BT	3.57	0.67	PD	C40	NP	4.02	2.64	GS, PE
										C44	WF	3.69	0.99	CY, GS, WS, PE, NP

TABLE 4. Hg concentrations (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) in fish of standard lengths, fish trophic position (Δ), sampled fish (Sp) and other fish species (other spp.) present in lakes sampled in 1996/1997. BT = brook trout (*Salvelinus fontinalis*), CY = minnows (*Cyprinus* spp), GS = golden shiners (*Notemigonus crysoleucas*), LO = burbot (*Lota lota*), LT = lake trout (*Salvelinus namaycush*), NP = northern pike (*Esox lucius*), PD = pearl dace (*Semotilus margarita*), PE = yellow perch (*Perca flavescens*), WA = walleye (*Stizostedion vitreum*), WF = lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), WS = white sucker (*Catostomus commersoni*).

	Reference lakes (N = 19)					Burnt lakes (N = 9)					Logged lakes (N = 9)				
	WA	WS	NP	CY, WS, PE, NP	FP32	WF	NP	WA	WS	PD, WS, PE	C48	WS	BT	LT	CY, WF, LO
N84	4.42	1.46				3.29	0.70					3.03	2.41		
N88	3.80	2.10	PD			4.36	2.36						3.30	0.87	
	4.53	2.02				4.90	1.89						3.43	1.62	
N89	3.00	0.56	CY, WS, PE		FBP9	3.07	0.60		LO						
	4.15	1.28				3.95	1.57								
	4.15	1.03			FBP10	3.01	0.71		PD						
N106	3.51	1.33	CY, PD, BT			3.50	0.85								
N107	4.43	3.00	CY, WS, PE			3.82	1.83								
N120	3.42	1.11	CY, PE, LO												
	3.61	0.96													
N122	4.18	1.46													
P25	3.52	1.19	WS, PE, NP												

TABLE 4. Hg concentrations (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) in fish of standard lengths, fish trophic position (Δ), sampled fish (Sp) and other fish species (other spp.) present in lakes sampled in 1996/1997. BT = brook trout (*Salvelinus fontinalis*), CY = minnows (*Cyprinus* spp), GS = golden shiners (*Notemigonus crysoleucas*), LO = burbot (*Lota lota*), LT = lake trout (*Salvelinus namaycush*), NP = northern pike (*Esox lucius*), PD = pearl dace (*Semotilus margarita*), PE = yellow perch (*Perca flavescens*), WA = walleye (*Stizostedion vitreum*), WF = lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), WS = white sucker (*Catostomus commersoni*).

Reference lakes (N = 19)

WA 4.83 4.50

P109 WS 3.26 2.57 CY, PD, RS

PE 3.64 1.18

P110 WS 3.16 1.00 CY, BT, PE, RS

Burnt lakes (N = 9)

Logged lakes (N = 9)

from the burnt lakes FP2 (pike) and FP30 (pike, walleye and whitefish) showed the highest Hg concentrations (Table 4). Compared to other burnt lakes, where fire cleared the entire catchment, substantial patches of intact forest were left in the catchment of FP2 (50%) and FP30 (25%). In order to increase the homogeneity of the burnt group, these two lakes were considered separately, as a partially burnt group, in our treatment comparisons.

Trends in Hg concentrations along the food chain of logged, burnt, partially burnt and reference lakes were similar (Figure 3), as evidenced by the slopes of the relationship between Hg and fish trophic position, which did not differ significantly among treatments (Table 5, ANCOVA, $F = 0.03$, $p > 0.99$). These slopes provide an estimation of Hg biomagnification along the food chain in the four groups of lakes. Note that the dependent variable in the above regressions is the natural logarithm of the Hg concentration. Thus, the biomagnification factor (BMF) corresponds to the exponential transformation of the regression slopes observed between $\text{Log}_e(\text{Hg})$ and fish trophic position. The regression slopes (Table 5) indicate that Hg levels increased in average by 2.2 fold from one trophic position to another.

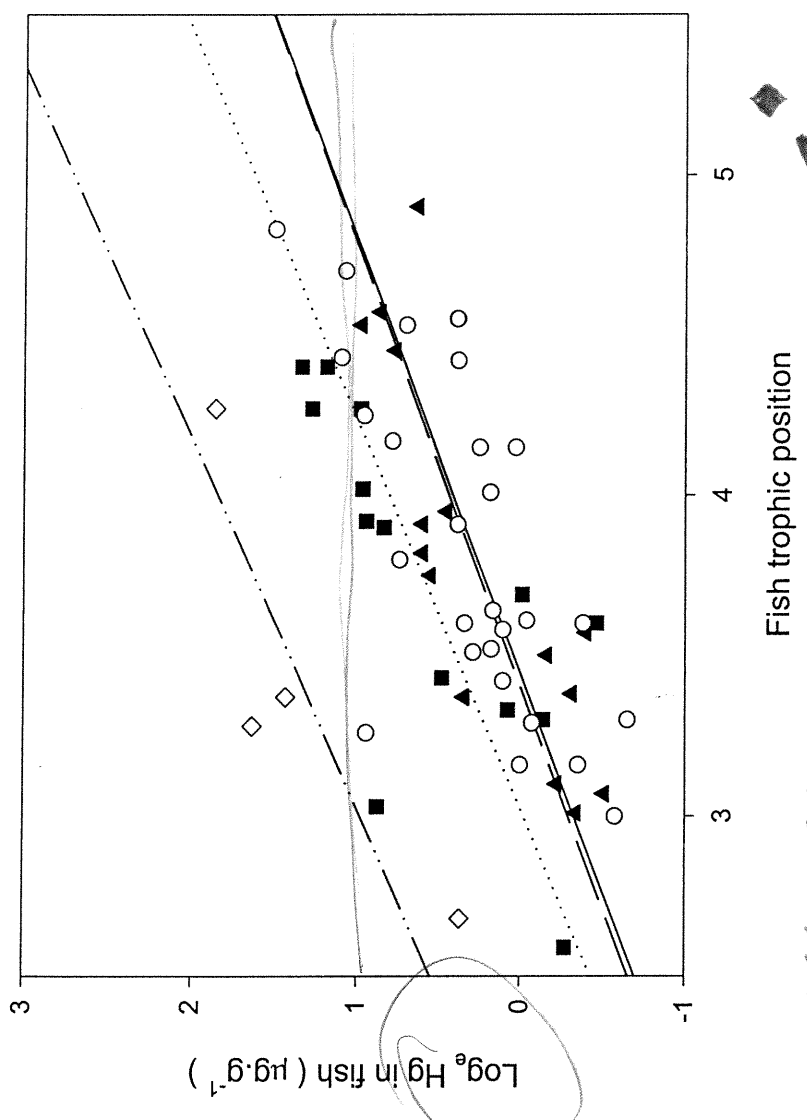
Among-treatment differences in the y -intercept of the regression between Hg and fish trophic position were significant (Table 5, ANCOVA, $F = 20.9$, $p < 0.0001$). Regression of partially burnt lakes showed the highest y -intercept of all treatments. The y -intercept of logged lakes line was significantly higher than that of burnt and reference lakes (Figure 3, $p < 0.0001$), and differences among the burnt and reference groups were not significant. Among-treatment variations in y -intercept (Δy) of the four regression lines, assuming equal slopes, was then calculated and exponentially transformed (Table 6). The y -intercept of the regression line of logged lakes was 0.35 natural logarithmic units higher than that of reference lakes. This value when back transformed indicated that Hg levels in fish from cut lakes were 42% higher than Hg in fish from reference lakes occupying the same trophic position. Similarly, Hg in fish from logged lakes was 45% higher than in fish

*Assange
diamond*

Figure 3. Relationships between fish trophic position and Hg concentrations for logged lakes (squares and dotted line), burnt lakes (black triangles and solid line), partially burnt lakes (open triangles and dashed-double dotted line) and reference lakes (circles and long-dashed line) sampled in 1996 or 1997. Lines are simple linear regressions.

3 3 2
build
coupe
ref

8



◆ log
 ▲ build
 ◊ coupe
 ○ ref
 ◻ reference

1996-1997

Table 5. Regression equations for the relationship between Log_e Hg and fish trophic position for logged ($N = 9$), burnt ($N = 7$), partially burnt ($N = 2$) and reference lakes ($N = 19$) in two sample periods.

Treatment	No. fish populations	Intercept (\pm SE)	Slope (\pm SE)	p	F	r
Logging 1996/1997	14	- 2.51 (\pm 0.72)	+ 0.83 (\pm 0.19)	0.0031	13.6	+ 0.79
Fire 1996/1997	15	- 2.55 (\pm 0.96)	+ 0.74 (\pm 0.25)	0.0001	32.5	+ 0.84
Partial fire 1996/1997	4	- 1.62 (\pm 1.24)	+ 0.87 (\pm 0.35)	0.1444	5.5	+ 0.86
Reference 1996/1997	27	- 2.48 (\pm 0.90)	+ 0.73 (\pm 0.24)	0.0000	27.1	+ 0.72
Logging 1998	9	- 3.61 (\pm 1.34)	+ 1.11 (\pm 0.35)	0.0029	19.9	+ 0.86
Fire 1998	9	- 3.54 (\pm 1.91)	+ 0.82 (\pm 0.48)	0.0671	4.7	+ 0.63
Reference 1998	9	- 3.37 (\pm 1.80)	+ 0.94 (\pm 0.48)	0.0278	7.7	+ 0.72

Table 6. Between-treatment differences in the y-intercept (Δy) of the regressions of Log_e Hg on trophic position for fish from logged, burnt, partially burnt and reference lakes collected in 1996/1997 or 1998. Values of Δy were estimated assuming equal slopes (0.77 ± 0.09 in 1996/1997 and 0.95 ± 0.18 in 1998). ΔHg corresponds to exponential values of Δy and indicates between-treatment differences in Hg concentrations for fish of a given trophic position.

Treatment	Δy (\pm SE) (Log_e units)	ΔHg (\pm SE) (%)
<i>Lakes sampled in 1996/1997</i>		
Logging – Fire	0.37 (\pm 0.13)	45 (\pm 14)
Logging – Reference	0.35 (\pm 0.12)	42 (\pm 13)
Partial fire – Logging	1.00 (\pm 0.21)	172 (\pm 23)
Partial fire – Reference	1.35 (\pm 0.24)	285 (\pm 27)
Partial fire – Fire	1.37 (\pm 0.25)	293 (\pm 28)
Reference – Fire	0.02 (\pm 0.18)	3 (\pm 20)
<i>Lakes sampled in 1998</i>		
Logging – Fire	1.11 (\pm 0.20)	203 (\pm 22)
Logging – Reference	0.43 (\pm 0.18)	54 (\pm 20)
Reference – Fire	0.68 (\pm 0.26)	97 (\pm 30)

from burnt lakes. Comparatively to partially burnt lakes, however, Hg concentrations in fish from logged lakes were 63% lower, independently of fish trophic position. Differences between reference and burnt groups were not significant.

Hg in fish from all study lakes showed a significant correlation with fish trophic position, DOC, pH and total nitrogen (Table 7). In logged lakes, the relationships between Hg and DOC or pH was stronger than that observed for the pooled lakes (Figure 4). Hg in fish from logged lakes was also correlated to the disturbance area to lake volume ratio – DIST/VOL and to the disturbance area to lake area ratio – DIST/LA. In burnt lakes, the relationships between Hg and DIST/VOL or DIST/LA were almost significant ($p = 0.06$ and 0.07 , respectively). These two impact ratios, in turn, showed a significant correlation with DOC in both logged and burnt groups (r from $+0.56$ to $+0.74$, $p < 0.05$), as observed by Carignan et al. (1). Fish trophic position, DOC and TN explained 56% of the variation in Hg for all study populations, except those from the two partially burnt lakes (stepwise multiple regression, $F = 21.9$; $p < 0.0001$; $SE_{est} = 0.37$; $N = 58$). Hg in fish was positively related to trophic position and DOC, which accounted respectively for 41 and 8.5% of the variability in Hg. Total nitrogen showed a negative regression coefficient and was responsible for 6.5% of the variance in Hg.

Hg in fish collected during 1998. Hg concentrations and trophic position of fish of standardized length were determined in 11 lakes resampled in 1998 (Table 8). In this subset of lakes, Hg concentrations also tended to increase along the food chain (Figure 5) as observed in lakes sampled in 1996-1997. The slopes of the regression lines between Hg and fish trophic position for logged, burnt and reference lakes were not significantly different (Table 5, $F = 0.2$; $p = 0.8236$), which indicates that Hg accumulation was the same in the three groups of lakes. Differences in the y-intercept between logged lakes and lakes from the other two treatments were significant ($p < 0.05$), as observed in 1996-1997. When equal slopes were forced, differences

Table 7. Pearson correlation coefficients observed for log Hg concentrations in fish populations from cut (C), burnt (F) and reference (R) lakes sampled in 1997 or 1998

	Lakes	<i>r</i>	<i>N</i>	<i>p</i>
Fish trophic position	R + C + F	+ 0.63	58	0.0000
log DOC*	R + C + F	+ 0.42	58	0.0016
log DOC*	C	+ 0.62	14	0.0305
pH	R + C + F	- 0.42	58	0.0012
pH	C	- 0.71	14	0.0065
log total nitrogen	R + C + F	+ 0.32	58	0.0145
disturbance area/lake volume	C	+ 0.61	14	0.0268
disturbance area/lake volume	F	+ 0.49	15	0.0741
disturbance area/lake area	C	+ 0.63	14	0.0199
disturbance area/lake volume	F	+ 0.51	15	0.0644

Table 8. Hg concentrations (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) in fish of standard lengths, fish trophic position (Δ), sampled fish (Sp) and other fish species (other spp.) present in lakes sampled in 1998. BT = brook trout (*Salvelinus fontinalis*), CY = minnows (*Cyprinus* spp), GS = golden shiners (*Notemigonus crysoleucas*), LO = burbot (*Lota lota*), LT = lake trout (*Salvelinus namaycush*), NP = northern pike (*Esox lucius*), PD = pearl dace (*Semotilus margarita*), PE = yellow perch (*Perca flavescens*), RS = rainbow smelt (*Osmerus mordax*), WA = walleye (*Stizostedion vitreum*), WF = lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), WS = white sucker (*Catostomus commersoni*).

REFERENCE LAKES (N = 4)				BURNT LAKES (N = 3)				LOGGED LAKES (N = 4)						
Lake	Sp	λ	Hg	Other spp	Lake	Sp	λ	Hg	Other spp	Lake	Sp	λ	Hg	Other spp
N55	GS	3.49	0.84	CY, PD, WS	FP24	PE	4.81	0.62		C2	PE	3.30	0.90	CY, WS
	PE	4.00	0.38			NP	4.95	1.98			NP	4.28	3.34	
	NP	4.69	1.88		FP32	PD	4.17	0.51	NP	C9	PE	3.63	2.34	CY, WS
N63	WS	3.18	0.46	CY		WS	3.48	0.24			NP	4.27	3.35	
	NP	3.90	2.00			WF	3.64	0.49		C24	LO	3.9	2.32	GS
N107	PE	3.95	0.86	CY, WS, LO		PE	4.30	0.82			NP	4.1	2.54	
	NP	4.29	2.60			WA	5.40	1.69		C44	GS	3.56	1.27	CY, PD, WS,
P109	WS	3.19	1.55	PD, BT, RS	FBP10	PE	3.88	0.78	PD		WF	3.41	1.21	
	PE	3.83	1.11			NP	4.27	2.05			PE	3.81	1.09	

Figure 4. Least-squares linear regression between Hg concentrations in fish and DOC in logged (C), burnt (F), and reference lakes (R) sampled in 1996 or 1997.

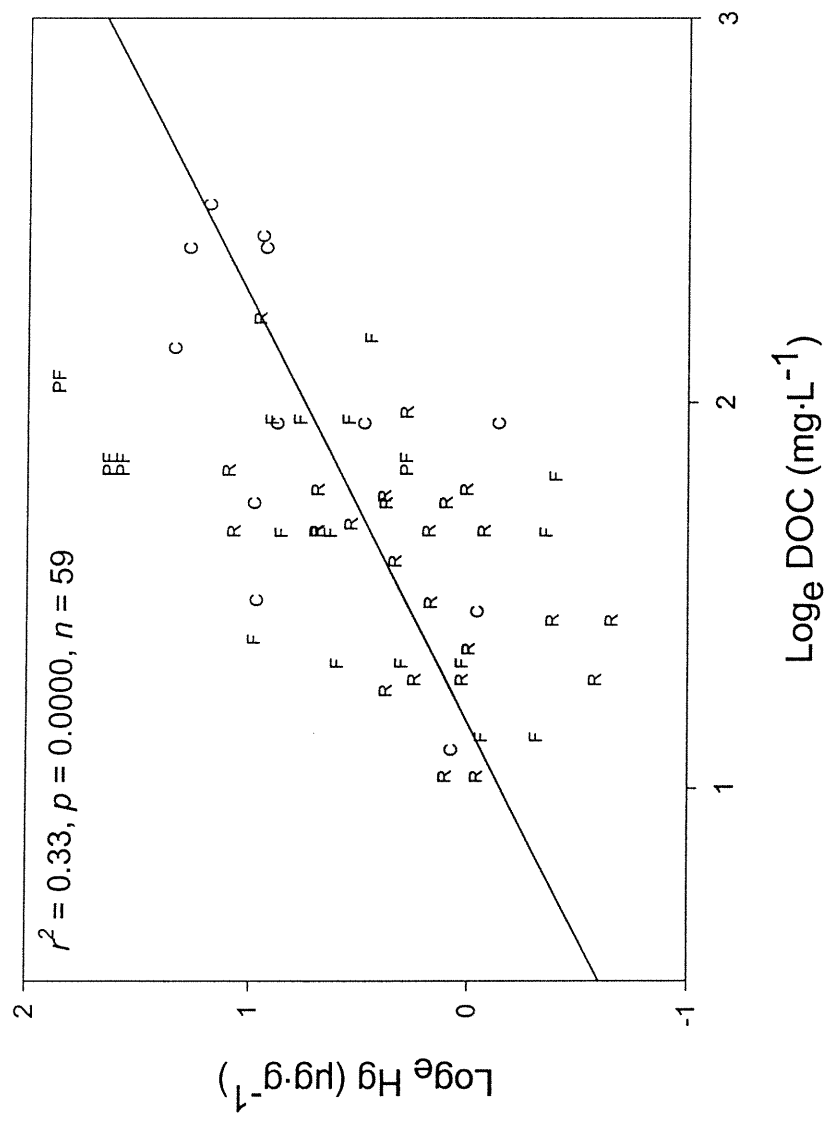
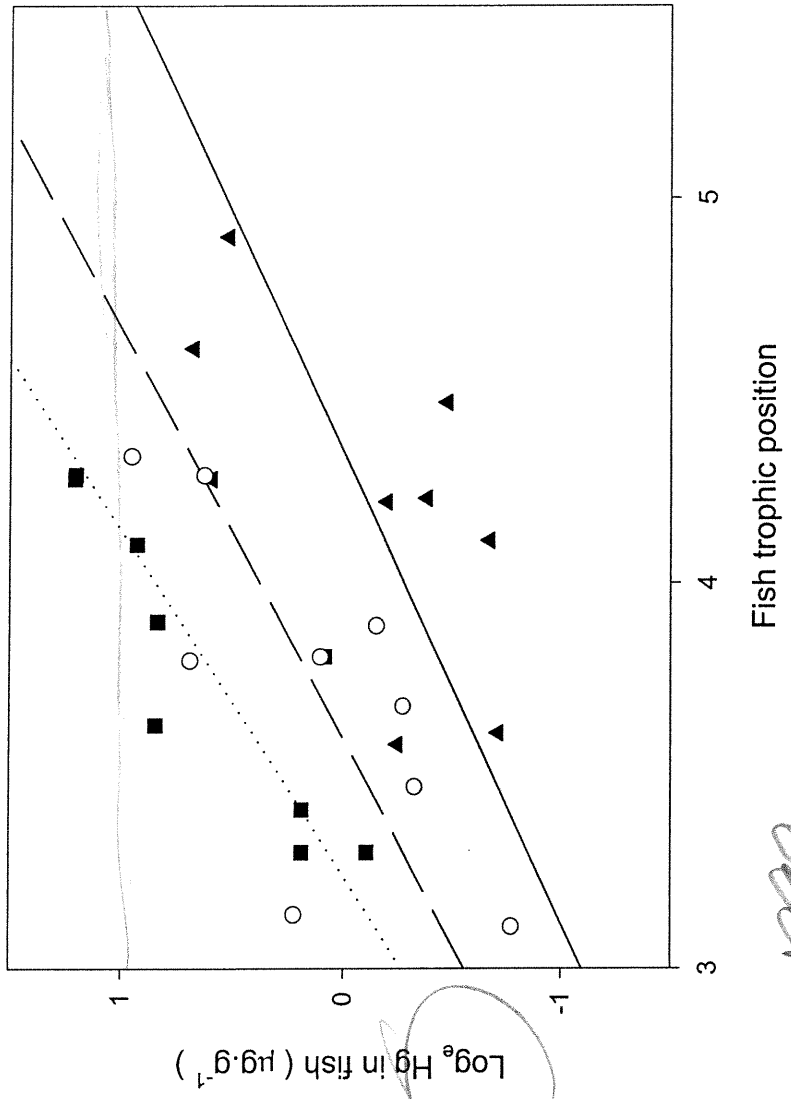


Figure 5. Relationships between fish trophic position and Hg concentrations for logged lakes (squares and dotted line), burnt lakes (triangles and solid line) and reference lakes (circles and long-dashed line) sampled in 1998. Lines are simple linear regressions.



1998

in the y -intercept of the parallel regression lines indicated that Hg levels in fish from logged lakes were 54 and 203% higher than in fish occupying the same trophic position in reference and burnt lakes respectively. In reference lakes, Hg levels were twice those observed in fish from burnt lakes.

Temporal trends in Hg concentrations were investigated by comparing the regressions of Hg on trophic position obtained for fish collected in 1996/1997 with the regressions using fish sampled in 1998. For the three groups of lakes, variations in regression slope were not significant (ANCOVA, $p > 0.05$). In the burnt group, the y -intercept was significantly lower in 1998 (ANCOVA, $p < 0.0001$) relative to 1996/1997. Variations in the y -intercept indicated that, for a given trophic position, Hg concentrations in the burnt lakes tended to be 50% lower in fish collected in 1998. In logged and reference regression lines, differences in the y -intercept between the two sample periods corresponded to 12 and 2%, and were not significant.

Discussion

Hg accumulation. Our results indicate that Hg concentrations in fish from logged lakes were higher than in fish from reference and fire impacted lakes, independently of trophic position. Forest removal by fire and harvesting has different effects on the physical and chemical properties of watersheds and lakes (1, 13). Such disturbances also appear to exert different influences on Hg loading, cycling and accumulation in the aquatic biota. We observed a positive correlation between Hg in fish from disturbed lakes and DOC. In our lakes, one of the most important differential effects of logging was an increase in the DOC loading from the catchment and concentrations in lakes (1, 11), which could explain the higher Hg levels observed in fish from logged lakes. Dissolved organic carbon may play an important role here because it acts as a vector of Hg from terrestrial to aquatic systems (2). Intense fires tend to mineralize the organic soil whereas this layer is preserved in harvested areas. Furthermore, DOC influences the chemical speciation and bioavailability of

mercury by stimulating its bacterial methylation (14) and by decreasing MeHg photodegradation in lakes (15). These mechanisms support the positive relationship between Hg concentrations in fish and DOC (or correlated variables – DOC loading, coefficient of light extinction) observed in our lakes and in other studies (16-18).

Variations in other environmental variables related to watershed disturbances could explain differences between Hg concentrations in fish among logged and burnt lakes. For example, the increase in nutrient loading (TP and TN) following fire resulted in significantly higher algal biomass in burnt lakes in comparison with reference lakes (19). High phytoplankton biomass may cause a biological dilution of the available Hg pool thereby reducing Hg concentrations in organisms, including those occupying higher trophic levels (20). Biological dilution may also explain the negative correlation, in the multiple regression model, between Hg and TN, which was itself correlated with chlorophyll *a* ($r = 0.67$, $p < 0.0001$). Alternatively, lower light penetration (1) may account for the lower algal biomass in harvested lakes as compared with burnt lakes (19).

Hg levels were inversely related to lake water pH in the logged group, as reported in most studies on Hg accumulation in fish (21). Possible mechanisms associated with this correlation are: higher production of monomethylmercury under acidic conditions (22), mobilization of sediment-bound mercury, with more Hg available for methylation and bioaccumulation (23), increases in the efficiency of Hg uptake by aquatic organisms (24).

Hg concentrations in fish from the two partially burnt lakes (FP2 and FP30) were higher than those observed in lakes with completely burnt catchments. Mercury levels in pike and walleye from these two lakes were the highest observed in this study. Lakes FP2 and FP30 differed from the completely burnt group by exhibiting higher average SO_4^{2-} concentration ($2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) and average DOC load ($6.2 \text{ mol C}\cdot\text{m}^{-2} \text{ lake}\cdot\text{y}^{-1}$). Similarly to DOC, sulfate may play a role in the methylation of inorganic mercury by stimulating

sulfate-reducing bacteria activity (25, 26). Caldwell et al. (27) have reported increases of eight and thirty-fold in Hg and MeHg, respectively, in sediment of a reservoir three to four months after a partial fire. However, the mechanisms by which forest fires influence Hg biogeochemistry are unknown.

Hg concentrations exceeded the recommended limit for human consumption ($0.5 \mu\text{g.g wet weight}^{-1}$, or $2.5 \mu\text{g.g dry weight}^{-1}$ – World Health Organization) in all northern pike, walleye and burbot of standard length found in logged lakes and in the two partially burnt lakes. This limit was exceeded in 14% and 44% of the above species in completely burnt and reference lakes, respectively. Other studies of pristine lakes have also reported high levels of Hg in predatory species of fish with sizes comparable to the ones used here (28, 29). Our results suggest that forest harvesting practices accentuate this problem. Natural fires affecting the whole watershed would attenuate the accumulation of Hg in top predators, whereas partial or cold fires would favor Hg accumulation.

Temporal trends in Hg. Among-treatment differences in Hg accumulation became more accentuated in lakes resampled in 1998 comparatively to lakes sampled in the 1996-1997 period. Between logged and burnt lakes the difference increased from 45% to 203%. Such a variation was not related to an increase in Hg accumulation in fish from logged lakes which corresponded to 10%; rather, it was due to a 50%-reduction in Hg levels in fish from fire-impacted lakes. Variations in measured limnological variables or in fish trophic position can not explain this decrease. It is worth noting, however, that estimated runoff in the study area in 1998 was 13% and 30% lower than those of 1996 and 1997, respectively (11). Nevertheless, considering the lack of significant variation in Hg in fish from resampled reference lakes, we can not attribute the observed reduction in Hg in burnt lakes to hydrological fluctuations.

Isotopic estimation of trophic position. The use of stable isotopes in the estimation of trophic position eliminated some of the problems encountered

when comparing Hg concentrations in fish from different systems. First, such approach allowed the simultaneous treatment of different species. Second, it circumvented the statistical problems related to variations in distribution of fish from one system to another, with a given species seldom being found in all systems at the same time. Third, it allowed the direct comparison of trends in Hg concentrations along the food chain of lakes subjected to different perturbations. The ^{15}N -defined trophic position has been found to be a better predictor of contaminant biomagnification than discrete food-chain classification based on dietary data (6) because it quantifies trophic interactions and accounts for omnivory. In our study, trophic position was the variable that explained most of the variation in Hg in fish (41%). Inversely, the discrete trophic level approach, based on the presence of potential prey species in a given lake, did not yield a significant relationship between Hg and fish trophic level (data not shown). The isotopic approach in determining trophic position is also advantageous over the use of gut content data: it accounts for temporal and spatial variations in feeding, for the complexity at lower trophic levels, and represents a time-integrated measure of trophic position (30).

Higher $\delta^{15}\text{N}$ of Amphipoda and Ephemeroptera from fire impacted lakes shows that fire interferes with the terrestrial N cycle, resulting in an ^{15}N -enriched pool of inorganic N available for uptake by benthic organisms. The higher $\delta^{15}\text{N}$ of fish from burnt lakes reflects the disruption in N cycle and strengthens the necessity of correction for among-system differences in baseline $\delta^{15}\text{N}$. In addition, differences in $\delta^{15}\text{N}$ of primary consumers were observed only in part of the benthic invertebrate groups. Thus, a multi-species approach as that proposed by Vander Zanden and Rasmussen (12) in determining $\delta^{15}\text{N}$ of primary consumers in a given system seems to be more appropriate than the use of individual species.

The trophic position of the species collected in the study lakes defined using stable isotopes agreed with that expected from the literature data, based

on fish diet. In average, planktivorous lake whitefish occupied the lowest trophic position, followed by benthivorous white sucker. Species with a mixed diet (yellow perch and brook trout) occupied intermediate trophic positions and were followed by other predators (burbot and lake trout). The largest predatory species (northern pike and walleye) occupied the highest trophic positions as could be expected from long-term diet averaging. Although pearl dace occupied an apparently high trophic position compared to top predators, its trophic position was consistent with that of other species caught in the same lake (FP32). In lake FP32, the trophic ranking of fish species was: white sucker \leq whitefish \leq pearl dace \leq perch $<$ walleye. Besides, the trophic position of the species found in lake FP32 tended to be higher than that observed for the same species in other lakes.

The overlap in trophic position of different species of fish could be attributed to variations in trophic position of prey organisms as well as to opportunistic feeding habits of the study species. Analyses of gut content of 3000 specimens of pike, walleye, perch and white sucker from the study lakes (Pierre Magnan et al., unpublished data) showed a large variety of prey items. The diet of each of the above species comprised: terrestrial invertebrates, littoral and profundal benthic invertebrates, aquatic pupae, leech and fish. Zooplankton was found in the stomach of all fish species but pike. These findings support the high degree of omnivory suggested by the range of $\delta^{15}\text{N}$ of those species of fish.

Hg biomagnification. Our data show that Hg concentrations increased in average by 2.2 fold from one trophic position to another in the three treatments. This biomagnification factor is consistent with the range of values (1.6 to 4-fold) observed in pelagic freshwater food webs (31). MeHg is the form of mercury that tends to be biomagnified (5) and may represent 99% of total mercury in piscivorous fish (32). We assumed thus that methylated mercury accounted for the most important fraction of the total mercury at least in omnivorous and predatory fish from our study. This, however, is not

necessarily the case for fish occupying lower trophic positions, such as white sucker and white fish, where variations in the ratio organic/inorganic mercury may explain the non-significant relationship between fish length and total Hg.

Biomagnification factors were comparable among the three groups of lakes for the two sample periods. Thereby, the observed differences in Hg in logged lakes relative to burnt and reference lakes can not be attributed to variations in Hg transfer across organisms from higher trophic levels. Rather, Hg concentrations in fish appear to reflect Hg availability to organisms occupying lower trophic positions (31). Our previous study on zooplankton from the same lakes (3) corroborates such hypothesis. MeHg concentrations in zooplankton from logged lakes were significantly higher than in reference and burnt lakes and were positively related to Hg in pike (4), although pike does not feed directly on these organisms. Therefore, factors such as DOC concentrations, pH and algal biomass resulting in differential Hg methylation, uptake and transfer at the base of the aquatic food web may be an important step in determining among-treatment variations in Hg levels.

In our study, the continuous measure of trophic position calculated from isotopic data was a key variable in comparing Hg accumulation in different species of fish from logged, burnt and reference lakes. Although logged lakes did not constitute an homogeneous group in terms of fraction of their drainage area harvested, the pattern of Hg accumulation in these lakes was clearly distinct from that of reference and fire impacted lakes. These findings are an indication of the potential risks of harvesting practices on mercury contamination of the aquatic biota.

Acknowledgements

This research was supported by the Canadian Network of Centres of Excellence on Sustainable Forest Management and by an American States Organization scholarship to E. Garcia. We thank Dolores Planas and Pierre

Magnan for providing the chlorophyll *a* and fish data, as well as Isabelle St-Onge and Louise Simoneau (Ministère de l'environnement du Québec) for assistance in field and laboratory. We also thank the GEOTOP Laboratory (Université du Québec à Montréal) for the isotopic analyses.

Literature Cited

- (1) Carignan, R.; D'Arcy, P.; Lamontagne, S. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2000**, *57* (suppl.2), 105 -117.
- (2) Kalbitz, K.; Wennrich, R. *Sci. Total Environ.* **1998**, *209*, 27-39.
- (3) Garcia, E.; Carignan, R. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1999**, *56*, 339-345.
- (4) Garcia, E.; Carignan, R. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2000**, *57* (suppl.2), 129 - 135
- (5) Mason, R.P.; Reinfelder, J.R.; Morel, F.M.M. *Wat. Air Soil Pollut.* **1995**, *80*, 915-921.
- (6) Cabana, G.; Rasmussen, J.B. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* **1996**, *93*, 10844-10847.
- (7) Jarman, W.M.; Hobson, K.A.; Sydemann, W.J.; Bacon, C.E.; McLaren, E.B. *Environ. Sci. Technol.* **1996**, *30*, 654-660.
- (8) Kidd, K.A.; Paterson, M.J.; Hesslein, R.H.; Muir, D.C.G.; Hecky, R.E. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1999**, *56*, 2193-2202.
- (9) St-Onge, I.; Magnan, P. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2000**, *57* (suppl.2), 165 – 174.
- (10) Hendzel, M.R.; Jamieson, D.M. *Anal. Chem.* **1976**, *48*, 926-928.
- (11) Lamontagne, S.; Carignan, R.; D'Arcy, P.; Prairie, Y.T.; Paré, D. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2000**, *57* (suppl.2), 118 -128.
- (12) Vander Zanden, M.J.; Rasmussen, J.B. *Ecology* **1999**, *80*, 1395-1404.
- (13) Bormann, F. H.; Likens, G. E. *Patterns and process in a forested ecosystem*. New York, 1979.
- (14) McMurtry, M.J.; Wales, D.L.; Scheider, W.A.; Beggs, G.L.; Dimond, P.E. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1989**, *46*, 426-434.

- (15) Sellers, P.; Kelly, C.A.; Rudd, J.W.M.; MacHutchon, A.R. *Nature* **1996**, *380*, 694-697.
- (16) Hudson, R.J.M.; Gherini, S.A.; Watras, C.J.; Porcella, D.B. In *Mercury pollution - integration and synthesis*, Watras C.J., Huckabee J.W., Eds.; Lewis Publishing Co.: Boca Raton, FL, 1994; pp. 473-523..
- (17) Haines, T.A.; Komov, V.T.; Jagoe, C.H. In *Mercury pollution - integration and synthesis*, Watras C.J., Huckabee J.W., Eds.; Lewis Publishing Co.: Boca Raton, FL, 1994; pp. 397-407.
- (18) Sonesten, L. *Environ. Pollution* **2001**, *112*, 471-481.
- (19) Planas, D.; Desrosiers, M.; Groulx, S.-R.; Paquel, S.; Carignan, R. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2000**, *57* (suppl.2), 136 -145.
- (20) Watras, C.J.; Bloom, N.S. In *Mercury pollution - integration and synthesis*, Watras C.J., Huckabee J.W., Eds.; Lewis Publishing Co.: Boca Raton, FL, 1994; pp. 137-152.
- (21) Wiener, J.G.; Spry, D.J. In *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*. Beyer, W.N.; Heinz, G.H.; Redmon-Norwood, A.W., Eds.; Special publication of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Lewis Publishing Co., Boca Raton, FL, **1996**; pp. 297-339.
- (22) Xun, L.; Campbell, N.E.R.; Rudd, J.W.M. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1987**, *44*, 750-757.
- (23) Stein, E.D.; Cohen, Y.; Winer, A.M.. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **1996**, *26*, 1-43.
- (24) Jensen, A.L. *Environ. Poll.* **1988**, *50*; 285-294.
- (25) Branfireum, B.A.; Roulet, N.T.; Kelly, C.A.; Rudd, J.W.M. *Global Biogeochem. Cycles* **1999**, *13*, 743-750.
- (26) Heyes, A.; Moore, T.R.; Rudd, J.W.M.; Dugoua, J.J. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **2000**, *57*, 2211-2222.

- (27) Caldwell, C.A.; Canavan, C.M.; Bloom, N.S. *Sci. Total Environ.* **2000**, *260*, 125 - 133.
- (28) Bodaly, R.A.; Rudd, J.W.M.; Fudge, R.J.P. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50**, **1993**, 980-987.
- (29) Parks, J.W.; Craig, P.C.; Ozburn, G.W. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1994**, *51*, 2090-2104.
- (30) Vander Zanden, M.J.; Cabana, G.; Rasmussen, J.B. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1997**, *54*, 1142-1158.
- (31) Watras, C.J.; Back, R.C.; Halvorsen, S.; Hudson, R.J.M.; Morrison, K.A.; Wentz, S.P. *Sci. Total Environ.* **1998**, *219*, 183-208.
- (32) Bloom, N.S. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **1992**, *49*, 1010-1017.

DISCUSSION GÉNÉRALE

Discussion générale

Le bassin versant constitue une source potentielle de mercure vers les écosystèmes aquatiques due à l'affinité du Hg par la matière organique de la couche superficielle du sol (Meili, 1991). Par conséquent, le cycle du Hg peut être affecté par la perte ou l'exposition du sol organique. Voilà pourquoi les relations existant entre les perturbations de forêt naturelles (feux) ou anthropiques (coupe) et la contamination en mercure des milieux aquatiques suscitent de plus en plus l'intérêt des chercheurs (Rask et al., 1994 ; Veiga et al., 1994 ; Fostier et al., 1999 ; Caldwell et al., 2000). Cependant, les études sur ce sujet élaborées jusqu'à présent consistent en des observations occasionnelles d'une ou l'autre perturbation de forêt n'affectant qu'un seul système : un lac dans le travail de Rask et collaborateurs (1994), une portion d'un ruisseau dans celui de Fostier et al. (1999) et une partie d'un réservoir dans l'étude de Caldwell (2000). Ou encore, il ne s'agit que d'une estimation hypothétique du transfert de Hg vers les écosystèmes aquatiques suite à la déforestation (Veiga et al. 1994). Dans ce contexte, ma recherche menée dans 38 lacs, 18 desquels ayant subi des perturbations, constitue une première étude exhaustive portant sur les effets potentiels des perturbations du bassin versant sur la contamination en Hg des organismes appartenant à différents niveaux trophiques.

À l'exception des invertébrés benthiques collectés quatre ans après les perturbations, les organismes des lacs coupés tendent à présenter des teneurs en Hg ou en MeHg plus élevées que ceux des lacs naturels ou brûlés. La corrélation positive entre les concentrations en Hg/MeHg et le rapport entre la superficie déboisée et la superficie ou le volume des lacs (COUPE/SUPERF ou COUPE/VOL) indique que la coupe forestière peut affecter l'accumulation de Hg par le zooplankton et les poissons. Les fortes corrélations entre le Hg/MeHg et le COD, ainsi qu'entre le COD et COUPE/SUPERF ou COUPE/VOL (Carignan

et al., 2000) observées dans les lacs étudiés suggèrent un lien entre l'accumulation de mercure par les organismes aquatiques et les apports en COD vers les lacs, particulièrement suite à la coupe forestière. En plus d'agir comme un vecteur de Hg des bassins versants vers les milieux aquatiques, le COD peut stimuler la méthylation bactérienne ou encore interférer avec la photodégradation du MeHg.

D'autres facteurs influençant soit l'activité des bactéries méthylatrices (température, pH, sulfate), soit le transfert de Hg/MeHg vers les lacs (runoff) jouent aussi un rôle sur l'accumulation du Hg/MeHg par les organismes étudiés. Chez les poissons, en particulier, la taille ainsi que la position trophique occupée sont fondamentales pour les comparaisons des trois traitements.

Compte tenu de sa durée de vie relativement courte et sa réponse rapide aux variations environnementales, le zooplancton s'est avéré propice à l'étude des variations saisonnières et inter-annuelles. Dans les trois groupes de lacs, les niveaux de MeHg ont été les plus bas au printemps, ont atteint un sommet au milieu de l'été et ont diminué à la fin de l'été. Les faibles valeurs printanières peuvent être liées à une dilution lors de la fonte nivale, quand le ruissellement est le plus intense. Les températures plus élevées au milieu de l'été associées à un taux moyen de ruissellement auraient favorisé la méthylation du Hg ainsi que son accumulation chez le zooplancton. D'ailleurs, les différences de concentration de MeHg entre les lacs coupés et les lacs de référence étaient accentuées à cette période de l'année.

Chez le grand brochet de 560 mm les niveaux en Hg total étaient aussi significativement plus élevés dans les lacs coupés par rapport aux lacs de référence. Des résultats semblables ont été obtenus à partir des concentrations en Hg normalisées pour la position trophique, déterminée à partir des isotopes stables. Les concentrations en Hg étaient corrélées avec le MeHg chez le zooplancton, Amphipoda et Ephemeroptera. Les teneurs en Hg dépassaient la

limite recommandée pour la consommation humaine par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) dans tous les lacs coupés.

Des études précédentes sur l'accumulation du Hg dans plusieurs espèces de poissons étaient en général limitées aux analyses de chaque espèce séparément ou des espèces appartenant à un même milieu. Pour le traitement de l'ensemble de populations de poissons étudiées, nous avons adopté une approche plus intégrante. Étant donné la bioamplification du MeHg au long des chaînes trophiques aquatiques, nous avons comparé la relation entre les concentrations en Hg et la position trophique des poissons dans les trois traitements, déterminée à l'aide des isotopes stables de N et de C. Les isotopes stables se prêtent de plus en plus aux études sur la distribution des contaminants hydrophobiques au long des chaînes alimentaires (Cabana et Rasmussen, 1994; Jarman et al., 1996; Kidd et al., 1999). Dans notre étude, des variations de $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires ont été corrigées à partir de la méthode proposée par Vander Zanden and Rasmussen (1999), laquelle tient compte de la relation entre $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ de plusieurs groupes d'invertébrés benthiques. Cette étude nous a montré que le facteur de bioamplification du Hg était le même dans les trois traitements, tandis que les concentrations de Hg étaient les plus élevées chez les poissons des lacs coupés indépendamment de la position trophique occupée.

Délimitations et limitations de la recherche

Dans une étude comparative comme celle-ci, il fallait éliminer toute source éventuelle de variation pouvant masquer les effets des perturbations de forêt. Il est à noter d'abord que cette recherche s'est développée dans des lacs distribués sur une surface d'environ 40 000 km² autour du Réservoir Gouin (entre 47°52'N et 8°59'N, et entre 73°24'W et 76°43'W), au Québec. Tous les

lacs étaient éloignés des sources ponctuelles de pollution. Puisque le transport atmosphérique est considéré comme une voie importante de dispersion du Hg (Landers *et al.*, 1998), une telle restriction spatiale était nécessaire afin de minimiser les variations des teneurs en mercure liées aux différents taux de déposition atmosphérique dans les trois groupes de lacs. De plus, cette proximité relative a contribué à assurer une certaine homogénéité des régimes de précipitation auxquels les lacs étaient assujettis. Le choix des lacs a aussi tenu compte de la similarité de l'aire de drainage, de la profondeur et de la surface des lacs. De cette façon, les différences dans l'apport du COD, et probablement du mercure associé à la matière organique, pourraient être attribuées plutôt aux perturbations du bassin versant qu'aux variations morphométriques. Finalement, à l'exception des trois lacs dont le bassin versant a été partiellement coupé au long de cette étude, les perturbations ont eu lieu approximativement à la même période (1995), ce qui a éliminé l'effet des variations temporelles sur l'assimilation de Hg par les organismes aquatiques.

Cette étude a cependant quelques limitations. L'une d'elles consiste en l'absence de mesures directes du transfert du mercure, par ruissellement ou écoulement, du sol des bassins versants vers les lacs. L'autre est reliée au design expérimental utilisé. L'application de la méthodologie BACI (« Before-After-Impact-Control ») s'avérerait plus pertinente à la problématique étudiée. Quoique le déboisement de certains lacs de référence ait été prévu dans le projet initial, les coupes attendues n'ont pas eu lieu ou n'ont affecté qu'une faible portion des bassins versants. Il n'en demeure pas moins que les teneurs en MeHg et en Hg chez le zooplancton et les poissons sont plus élevées dans les lacs coupés par rapport aux lacs de référence et brûlés. De plus, les niveaux de Hg dépassaient la limite recommandée par l'OMS pour la consommation humaine plus fréquemment chez les poissons des lacs coupés que chez ceux des autres traitements. Les résultats obtenus lors de cette étude suggèrent donc que la coupe forestière peut affecter le cycle naturel du Hg. Une attention

particulière à la question du mercure devrait donc être portée dans le développement des stratégies de gestion de la forêt boréale.

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aastrup, M., Johnson, J., Bringmark, E., Bringmark, I. et Iverfeldt, A. 1991. Occurrence and transport of mercury within a small catchment area. *Wat. Air Soil Pollut.* **56**: 155-167.
- Amyot, M., Mierle, G., Lean, D. et McQueen, D.J. 1997. Effect of solar radiation on the formation of dissolved gaseous mercury in temperate lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta* **61** : 975-988.
- Amyot, M., Lean, D.R.S., Poissant, L. et Doyon, M.-R. 2000. Distribution and transformation of elemental mercury in the St.Lawrence River and Lake Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 155-163.
- Andersson, P., Borg, H. et Karrhage, P. 1995. Mercury in fish muscle in acidified and limed lakes. *Wat. Air Soil Pollut.***80**: 889-892.
- Balogh, S.J., Meyer, M.L. et Johnson, D.K. 1998. Transport of mercury in three contrasting river basins. *Environ. Sci. Technol.* **32** : 456-462.
- Becker, D.S. et Bigham, G.N. 1995. Distribution of mercury in the aquatic food web of Onondaga lake, New York. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 563-571.
- Berninger, K. et Pennanen, J. 1995. Heavy metals in perch (*Perca fluviatilis*) from two acidified lakes in the Salpausselka Esker area in Finland. *Wat. Air Soil Pollut.* **81**: 283-294.
- Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of Hg in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49**: 1010-1017.
- Bodaly, R.A., Rudd, J.W.M. et Fudge, R.J.P. 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50** : 980-987.
- Bormann, F. H. et Likens, G. E. 1979. Patterns and process in a forested ecosystem. New York, Heidelberg, Berlin. 255 p.

- Boudou, A., Delnomdedieu, M., Georgescauld, D., Ribeyre, F. et Saouter, E. 1991. Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in freshwater ecosystems (analysis at organism, organ, cell and molecular levels). *Wat. Air Soil Pollut.* **56**: 807-821.
- Brown, G. W., Gahler, A. R. et Marston, R. B. 1973. Nutrient losses after clear-cut logging and slash burning in the Oregon coast range. *Water Resour. Res.* **9**: 1450-1453.
- Cabana, G. et Rasmussen, J.B. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* **372** : 255-257.
- Cabana, G., Tremblay, A., Kalff, J. et Rasmussen, J.B. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: a determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51**: 381-389.
- Caldwell, C.A., Canavan, C.M. et Bloom, N.S. 2000. Potential effects of forest fire and storm flow on total mercury and methylmercury in sediments of an arid-lands reservoir. *Sci. Total Environ.* **260**: 125 - 133.
- Carignan, R., D'Arcy, P., et Lamontagne, S. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57** (suppl.2) : 105 -117.
- Compeau, G.C. et Bartha, R. 1985. Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* **50**: 498-502.
- Cope, W.G., Wiener, J.G. et Rada, R.G. 1990. Mercury accumulation in yellow perch in Wisconsin seepage lakes : relation to lakes characteristics. *Environ. Tox. Chem.* **9** : 931-940.
- Cossa, D., Mason, R.P. et Fitzgerald, W.F. 1994. Chemical speciation of mercury in a meromictic lake. Dans: *Mercury pollution - integration and synthesis*. Édité par C.J. Watras et J.W:Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp.57-67.

- Cronan, C.S. et Aiken, G.R. 1985. Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. *Geochim. Cosmoch. Acta* **49**: 1697-1705.
- D'Arcy, P. et Carignan, R. 1997. Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Québec Shield lakes. *Can. J. Aquat. Sci.* **54** : 2215 - 2227.
- Désy, J.C., Archambault, J.-F., Pinel-Alloul, B., Hubert, J., and Campbell, P.G.C. 2000. Relationships between total mercury in sediments and methylmercury in the freshwater gastropod prosobranch, *Bithynia tentaculata*, in the St. Lawrence River, Québec. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57** : 164-173.
- Driscoll, C .T., Yan, C., Schofield, C.L., Munson, R. et Holsapple, J. 1994. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.* **28** : 136-143.
- Fostier, A.H., Forti, M.C., Guimaraes, J.D.R., Melfi, A.J., Boulet, R., et Oliveira, S.M.B. 1999. Mercury fluxes in a tropical catchment (Serra do Navio, Amapa). *Annales 5th International Conference Mercury as a Global Pollutant*, Rio de Janeiro, Brazil.
- Garcia, E., et Carignan, R. 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl Hg in zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **56** : 339-345.
- Gilmour, C.C., Henry, E.A. et Mitchell, R. 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environ. Sci. Technol.* **26** : 2281-2289.
- Geenfield, B.K., Hrabik, T.R., Harvey, C.J. et Carpenter, S.R. 2001. Predicting mercury levels in yellow perch : use of water chemistry, trophic ecology and spatial traits. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58** : 1419-1429.

- Grieb, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Bowie, G.L. et Porcella, D.B. 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan Peninsula. *Environ. Tox. Chem.* **9** : 919-930.
- Haines, T.A., Komov, V.T. et Jagoe, C.H. 1994. Mercury concentration in perch (*Perca fluviatilis*) as influenced by lacustrine physical and chemical factors in two regions of Russia. Dans: *Mercury pollution - integration and synthesis*. Édité par C.J. Watras et J.W.Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 397-407.
- Hakanson, L., Nilsson, A. et Andersson, T. 1988. Mercury in fish in Swedish lakes. *Environ. Pollut.* **49** : 145-162.
- Hall, B.D., Bodaly, R.A., Fudge, R.J.P., Rudd, J.W.M. et Rosenberg, D.M. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Wat. Air Soil Pollut.* **100**: 13-24.
- Heyes, A., Moore, T.R., Rudd, J.W.M. et Dugoua, J.J. 2000. Methyl mercury in pristine and impounded boreal peatlands, Experimental Lakes Area, Ontario. *Can. J. Aquat. Sci.* **57** : 2211 - 2222.
- Huckabee, J.W., Elwood, J.W. et Hildebrand, S.G. 1979. Accumulation of Hg in freshwater biota. Dans: *The biogeochemistry of Hg in the environment*. Édité par J.O. Nriagu. Elsevier/North-Holland Biochemical Press, New York. pp. 277-302.
- Ikingura, J.R. et Akagi, H. 1999. Methylmercury production and distribution in aquatic systems. *Sci. Total Environ.* **234** : 109-118.
- Jarman, W.M., Hobson, K.A., Sydeman, W.J., Bacon, C.E., et McLaren, E.B. 1996. Influence of trophic position and feeding location on contaminant levels in the Gulf of the Farallones food web revealed by stable isotope analysis. *Environ. Sci. Technol.* **30**: 654-660.
- Jensen, A.L. 1988. Modelling the effect of acidity on mercury uptake by walleye in acidic and circumneutral lakes. *Environ. Pollut.* **50** : 285-294.

- Jernelöv, A. et Beijer, K. 1979. Methylation of mercury in aquatic environments. Dans: The biogeochemistry of Hg in the environment. Édité par J.O. Nriagu. Elsevier/North-Holland Biochemical Press, New York. pp. 203-210.
- Johnston, T.A., Bodaly, R.A. et Mathias, J.A. 1991. Predicting fish mercury levels from physical characteristics of boreal reservoirs. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **48**: 1468-1475.
- Keenan, R. J. et Kimmins, J. P. 1993. The ecological effects of clear-cutting. Environ. Rev. **1**: 121-144.
- Kerry, A., Welbourn, P.M., Prucha, B. et Mierle, G. 1991. Mercury methylation by sulfate-reducing bacteria from sediments of an acid stressed lake. Wat. Air Soil Pollut. **56**: 565-575.
- Kidd, K.A., Schindler, D.W., Hesslein, R.H. et Muir, D.C.G. 1995. Correlations between stable nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. Sci. Total Environ. **161** : 381-390.
- Kidd, K.A., Paterson, M.J., Hesslein, R.H., Muir, D.C.G., et Hecky, R.E. 1999. Effects of northern pike (*Esox lucius*) additions on pollutant accumulation and food web structure, as determined by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$, in a eutrophic and oligotrophic lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **56**: 2193-2202.
- Kim, J.P. et Burggraaf, S. 1999. Mercury bioaccumulation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the trout food web in lakes Okareka, Okaro, Tarawera, Rotomahana and Rotorua, New Zealand. Wat. Air Soil Pollut. **115**: 535-546.
- Kling, G.W., Fry, B. et O'Brien, W.J. 1992. Stable isotopes and planktonic trophic structure in Arctic lakes. Ecology **73** : 561-566.
- Korhonen, P, Virtanen, M. et Schultz, T. 1995. Bioenergetic calculation of mercury accumulation in fish. Wat. Air Soil Pollut. **80**: 901-904.

- Kudo, A. et Mortimer, D.C. 1979. Pathways for mercury uptake by fish from sediments. *Environ. Pollut.* **19** : 239-245.
- Lamontagne, S., Carignan, R., D'Arcy, P., Prairie, Y.T., et Paré, D. 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57** (suppl.2) : 118 -128.
- Landers, D.H., Gubala, C., Verta, M., Lucotte, M., Johansson, K., Vlasova, T. et Lockhart, W.L. 1998. Using lake sediment mercury flux ratios to evaluate the regional and continental dimensions of mercury deposition in arctic and boreal ecosystems. *Atmosp. Environ.* **32** : 919-928.
- Lee, Y. H. et Iverfeldt, A. 1991. Measurements of methylmercury and mercury in runoff, lake and rain waters. *Wat. Air Soil Pollut.* **56**: 309-321.
- Lee, Y.H., Borg, G.C., Iverfeldt, A. et Hultberg, H. 1994. Fluxes and turnover of methylmercury : mercury pools in forest soils. Dans : *Mercury pollution - integration and synthesis*. Éditée par C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 329 - 341.
- Lee, Y.H., Bishop, K.H. et Munthe, J. 2000. Do concepts about catchment cycling of methylmercury and mercury in boreal catchments stand the test of time ? Six years of atmospheric inputs and runoff export at Svartberget, northern Sweden. *Sci. Total Environ.* **260** : 11-20.
- Lewis Jr., W. M. 1974. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. *Ecology* **55**: 1120-1127.
- Lindberg, S. E. 1995. Forests and the global biogeochemical cycle of mercury: the importance of understanding air/vegetation exchange process. In: *Regional and Global Mercury Cycles*. Baeyens, W. et Vasiliev, O. (eds.), NATO ASI Series, Novosibersk, Siberia.
- Lockhart, W.L., Uthe, J.F., Kenney, A.R. et Mehrle, P.M. 1972. Methylmercury in Northern pike (*Esox lucius*): distribution, elimination, and some

- biochemical characteristics of contaminated fish. J. Fish. Res. Bd. Canada **29** : 1519-11523.
- Lodenius, M. 1987. Factors affecting the mobilization of mercury from soil. *In* : S. E. Lindberg et T. C. Hutchinson (ed.) Heavy metals in the environment. Proc. Internat. Conf., New Orleans, USA.
- MacCrimmon, H.R. ; Wren, C.D. et Gots, B. 1982. Mercury uptake by lake trout, *Salvelinus namaycush*, relative to age, growth, and diet in Tadenac lake with comparative data from other PreCambrian shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40** : 114-120.
- McMurtry, M.J., Wales, D.L., Scheider, W.A., Beggs, G.L. et Dimond, P.E. 1989. Relationship of mercury concentrations in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46** : 426-434.
- Mason, R.P., Reinfelder, J.R. et Morel, F.M.M. 1995. Biaccumulation of mercury and methylmercury. Wat. Air Soil Pollut. **80**: 915-921.
- Mason, R.P. et Sullivan, K.A. 1997. Mercury in lake Michigan. Environ. Sci. Technol. **31** : 942-947.
- Meili, M. 1991. The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle - towards a mechanistic model for the boreal forest zone. Wat. Air Soil Pollut. **56** : 333-347.
- Meili, M. 1994. Aqueous and biotic mercury concentrations in boreal lakes : model predictions and observations. Dans : Mercury pollution - integration and synthesis. Éditée par C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 99-106.
- Meili, M., Iverfeldt, A. et Hakanson, L. 1991. Mercury in the surface water of swedish forest lakes - concentrations, speciation and controlling factors. Wat. Air Soil Pollut. **56**: 439-453.

- Meili, M. et Parkman, H. 1988. Seasonal mercury accumulation patterns in mesoplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **23** : 1639-1640.
- Mierle, G. et Ingram, R. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. *Wat. Air Soil Pollut.* **56**: 349-357.
- Miskimmin, B.M., Rudd, J.W.M. et Kelly, C. A. 1992. Influence of dissolved organic carbon, pH, and microbial respiration rates on mercury methylation and demethylation in lake water. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49** : 17-22.
- Natural Resources Canada. 1995-1996. The state of Canada's forests. Canadian forest service. 112p.
- Nilsson, A. et Hakanson, L. 1992. Relationships between mercury in lake water, water colour and mercury in fish. *Hydrobiol.* **235/236** : 675-683.
- Nriagu, J.O. et Pacyna, J.M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* **333** : 134-139.
- Olsson, M. 1976. Mercury level as a function of size and age in Northern pike, one and five years after the mercury ban in Sweden. *Ambio* **5** :73-76.
- Penn, A.F. (1978). The distribution of mercury, selenium and certain heavy metals in major fish species from Northern Quebec. A report on the Screening Programme for Mercury in Fish présenté au Ministère des pêches et de l'environnement Canada. Pp. 395.
- Peterson, B.J. et Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **18** : 293-320.
- Planas, D., Desrosiers, M., Groulx, S.-R., Paquel, S. et Carignan, R. 2000. Pelagic and benthic algal responses en eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57** (suppl.2) : 136 -145.
- Playle, R.C. 1998. Modelling metal interactions at fish gills. *Sci. Total Environ.* **219** : 147-163.

- Plourde, Y., Lucotte, M. et Pichet, P. 1997. Contribution of suspended particulate matter and zooplankton to MeHg contamination of the food chain in midnorthern Quebec (Canada) reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54** : 821- 831.
- Ponce, R.A. et Bloom, N.S. 1991. Effect of pH on the bioaccumulation of low level, dissolved methylmercury by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Wat. Air Soil Pollut.* **56** : 631-640.
- Ramlal, P.S., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M. et Furutani, A. 1993. Sites of methylmercury production in remote Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50** : 972-979.
- Rask, M., Metsala, T.J. et Salonen, K. 1994. Mercury in the food chains of a small polyhumic forest lake in southern Finland. Dans : Mercury pollution - integration and synthesis. Édité par C.J. Watras et J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 409-416.
- Rasmussen, J.B., Godbout, L. et Schallenberg, M. 1989. The humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry. *Limnol. Oceanogr.* **34** : 1336-1343.
- Regnell, O., Hammar, T., Helgée, A. et Troedsson, B. 2001. Effects of anoxia and sulfide on concentrations of total and methyl mercury in sediment and water in two Hg-polluted lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58** : 506-517.
- Regnell, O., Tunlid, A., Goran, E. et Sangfors, O. 1996. Methyl mercury production in freshwater microcosms affected by dissolved oxygen levels : role of cobalamin and microbial community composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53** : 1535-1545.
- Reinfelder, J.R., Fisher, N.S., Luoma, S.N., Nichols, J.W. et Wang, W.X. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms : a critique of a kinetic model approach. *Sci. Total Environ.* **219** : 117-135.

- Ribeyre, F. et Boudou, A. 1984a. Bioaccumulation et répartition tissulaire du mercure - HgCl_2 et CH_3HgCl - chez *Salmo gairdneri* après contamination par voie directe. *Wat. Air Soil Pollut.* **23**: 169-186.
- Ribeyre, F. et Boudou, A. 1984b. Étude expérimentale des processus de décontamination chez *Salmo gairdneri*, après contamination par voie directe avec deux dérivés du mercure (HgCl_2 et CH_3HgCl). Analyse des transferts aux niveaux 'organisme' et 'organes'. *Environmental Pollut. Series A*, **35**: 203-228.
- Ribeyre, F., Boudou, A. et Delarche, A. 1981. Contamination d'une chaîne trophique expérimentale par le méthyl mercure: importance du système 'producteur-consommateur primaire'. *Environ. Pollution. Series A*, **24**: 193-206.
- Riisgard, H.U. et Hansen, S. 1990. Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: algal cells *Phaeodactylum tricornutum*, mussels *Mytilus edulis* and flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction CVA method. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **62** : 259-270.
- Rodgers, D.W. et Beamish, F.W.H. 1983. Water quality modifies uptake of waterborne methylmercury by rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40** : 824-828.
- Roulet, M., Guimaraes, J.-R.D. et Lucotte, M. 2001. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain – Effect of seasonal inundation. *Wat. Air Soil Pollut.* **128** : 41-60. X
- Rudd, J.W.M. et Turner, M.A. 1983. The English-Wabigoon River system : V. Mercury and selenium bioaccumulation as a function of aquatic primary productivity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **40** : 2251-2259.
- Rudd, J.W.M. 1995. Sources of methylmercury to freshwater ecosystems: a review. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 697-713.

- Scherbatskoy, T., Shanley, J.B. et Keeler, G.J. 1998. Factors controlling mercury transport in an upland forested catchment. *Wat. Air Soil Pollut.* **105**: 427-438.
- Scott, D.P. et Armstrong, F.A.J. 1972. Mercury concentration in relation to size in several species of freshwater fishes from Manitoba and Northwestern Ontario. *J. Fish. Res. Bd. Canada* **29** : 1685-1690.
- Sellers, P., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M. et MacHutchon, A.R. 1996. Photodegradation of methylmercury in lakes. *Nature* **380** : 694-697.
- Simonin, H.A., Gloss, S.P., Driscoll, C.T., Schofield, C.L., Kretser, W.A., Karcher, R.W. et Symula, J. 1994. Mercury in yellow perch from Adirondack drainage lakes (New York, U.S.). Dans: *Mercury pollution - integration and synthesis*. Édité par C.J. Watras et J.W.Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 457-469.
- Skurdal, J., Qvenild, T. et Skogheim, O.K. 1985. Mercury accumulation in five species of freshwater fish in lake Tyrifjorden, south-east Norway, with emphasis on their suitability as test organisms. *Environ. Biol. Fishes* **14** : 233-237.
- Sonesten, L. 2001. Mercury content in roach (*Rutilus rutilus* L.) in circumneutral lakes – effects of catchment area and water chemistry. *Environ. Pollut.* **112** : 471-481.
- Stein, E.D., Cohen, Y. et Winer, A.M. 1996. Environmental distribution and transformation of mercury compounds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **26** : 1-43.
- St Louis, V., Rudd, J.W.M., Kelly, C., Beaty, K.G., Bloom, N.S. et Robert Flett. 1994. Importance of wetlands as sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51**: 1065-1076.
- St. Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A. et Barrie, L.A. 1995. Wet deposition of methylmercury in northwestern Ontario compared to other geographic locations. *Wat. Air Soil Pollut.* **80** : 405-414.

- Suns, K. et Hitchin, G. 1990. Interrelationships between mercury levels in yearling yellow perch, fish condition and water quality. *Wat. Air Soil Pollut.* **50**: 255-265.
- Swain, E. B., Engstrom, D. R., Brigham, M. E., Henning, T. A. et Brezonik, P.L. 1992. Increasing rates of atmospheric mercury deposition in midcontinental North America. *Science* **257**: 784-787.
- Trudel, M. et Rasmussen, J.B. 1998. Modeling the elimination of mercury by fish. *Environ. Sci. & Technol.* **31** : 1716-1722.
- Vander Zanden, M.J., Cabana, G. et Rasmussen, J.B. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**: 1142-1158.
- Vander Zanden, M.J., et Rasmussen, J.B. 1999. Primary consumer ^{15}N and ^{13}C and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* **80**: 1395-1404.
- Veiga, M. M., Meech, J. A., et Onate, N., 1994. Mercury pollution from deforestation. *Nature* **368**: 816-817.
- Verdon, R., Brouard, D., Demers, C., Lalumière, R., Laperle, M. et Schetagne, R. 1991. Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande Hydroelectric Complex, Quebec, Canada. *Wat. Air Soil Pollut.* **56**: 405-417.
- Watras, C.J., Back, R.C., Halvorsen, S., Hudson, R.J.M., Morrison, K.A. et Wentz, S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food web. *Sci. Total Environ.* **219** : 183-208.
- Watras, C. et Bloom, N.S. 1992. Mercury and methylmercury in individual zooplankton: implications for bioaccumulation. *Limnol. Oceanogr.* **37**: 1313-1318.
- Westcott, K. et Kalff, J. 1996. Environmental factors affecting methylmercury accumulation in zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53** : 2221-2228.

- Winfrey, M.R. et Rudd, J.W.M. 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes : a review. *Environ. Toxicol. Chem.* **9** : 853-869.
- Xiao, Z.F., Munthe, J., Schroeder, W.H. et Lindqvist, O. 1991. Vertical fluxes of volatile mercury over forest soil and lake surfaces in Sweden. *Tellus* **43B**: 267-279.

Annexe 1

Tableau des données brutes des poissons échantillonnés en 1996 ou 1997 dans les 38 lacs étudiés

Lac	Traitement	Espèce	Poids (g)	Longueur (mm)	Sexe	Année	Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	$\delta^{15}\text{N}$ ($^{\circ}/_{\text{‰}}$)	$\delta^{13}\text{C}$ ($^{\circ}/_{\text{‰}}$)
C2	Coupe	ESLU	1250,0	595	Mâle	1997	5,9	9,3	-28,6
C2	Coupe	ESLU	727,1	495	Femelle	1997	1,5	8,4	-28,6
C2	Coupe	ESLU	1275,0	611	Mâle	1997	5,1	9,4	-27,9
C2	Coupe	ESLU	1425,0	612	Mâle	1997	4,2	9,4	-28,2
C2	Coupe	ESLU	1100,0	585	Mâle	1997	2,9	9,1	-28,6
C2	Coupe	ESLU	1300,0	632	Femelle	1997	4,4	9,2	-28,5
C2	Coupe	ESLU	1500,0	637	Femelle	1997	3,6	9,2	-28,0
C2	Coupe	ESLU	1450,0	671	Femelle	1997	6,8	9,8	-27,8
C2	Coupe	ESLU	1550,0	673	Femelle	1997	6,6	9,6	-27,8
C2	Coupe	ESLU	592,5	485	Mâle	1997	1,9	8,5	-28,4
C2	Coupe	ESLU	94,1	264	Indéterminé	1997	0,7	8,4	-30,2
C9	Coupe	ESLU	2150,0	719	Mâle	1996	4,1	9,1	-27,5
C9	Coupe	ESLU	389,2	393	Mâle	1996	1,2	8,1	-27,3
C9	Coupe	ESLU	3291,3	833	Femelle	1996	8,5	9,8	-26,7
C9	Coupe	ESLU	1500,0	620	Mâle	1996	2,9	8,9	-27,8
C9	Coupe	ESLU	1875,0	690	Femelle	1996	3,9	9,0	-27,2
C9	Coupe	ESLU	2450,0	760	Femelle	1996	5,9	9,4	-27,1
C9	Coupe	ESLU	3286,3	815	Femelle	1996	6,4	9,5	-26,8
C9	Coupe	ESLU	1575,0	647	Femelle	1996	3,0	9,0	-27,6
C9	Coupe	ESLU	1225,0	586	Mâle	1996	2,6	8,6	-27,3
C9	Coupe	ESLU	591,8	460	Mâle	1996	1,7	8,3	-27,3
C12	Coupe	STVI	440,8	374	Mâle	1996	1,9	8,8	-30,6
C12	Coupe	STVI	994,4	471	Femelle	1996	5,5		
C12	Coupe	STVI	769,4	445	Femelle	1996	3,3		
C12	Coupe	STVI	742,3	439	Femelle	1996	3,0		

C12	Coupe	STVI	723,3	433	Femelle	1996	3,9	9,5	-30,0
C12	Coupe	STVI	1275,0	519	Femelle	1996	4,8		
C12	Coupe	STVI	630,0	414	Femelle	1996	1,9		
C12	Coupe	STVI	505,0	385	Femelle	1996	1,8	8,9	-29,8
C12	Coupe	STVI	201,5	323	Femelle	1996	1,9	8,6	-29,9
C12	Coupe	STVI	139,0	262	Indéterminé	1996	1,3		
C12	Coupe	CACO	1225,0	476	Femelle	1996	0,4		
C12	Coupe	CACO	932,8	425	Femelle	1996	0,5		
C12	Coupe	CACO	1350,0	489	Mâle	1996	2,1		
C12	Coupe	CACO	1350,0	522	Mâle	1996	2,2		
C12	Coupe	CACO	1050,0	455	Mâle	1996	0,5		
C12	Coupe	CACO	1475,0	500	Femelle	1996	1,8		
C12	Coupe	CACO	2050,0	559	Femelle	1996	2,2		
C12	Coupe	CACO	1225,0	487	Mâle	1996	0,5		
C12	Coupe	CACO	2000,0	545	Femelle	1996	1,8		
C12	Coupe	CACO	924,7	436	Mâle	1996	0,4	7,0	-32,7
C12	Coupe	CACO	590,0	369	Mâle	1996	0,5	6,3	-33,0
C12	Coupe	CACO	1150,0	468	Femelle	1996	0,5		
C12	Coupe	CACO	717,7	402	Indéterminé	1996	0,6	6,8	-32,4
C23	Coupe	STVI	586,0	410	Mâle	1997	3,1	8,9	-27,8
C23	Coupe	STVI	970,6	482	Femelle	1997	4,2		
C23	Coupe	STVI	1115,0	497	Femelle	1997	4,8		
C23	Coupe	STVI	872,8	465	Mâle	1997	4,2		
C23	Coupe	STVI	550,8	392	Femelle	1997	2,5	9,0	-27,9
C23	Coupe	STVI	61,5	201	Indéterminé	1997	1,5		
C23	Coupe	STVI	53,2	188	Indéterminé	1997	2,6		
C23	Coupe	STVI	293,1	315	Femelle	1997	2,4	8,9	-27,8
C23	Coupe	STVI	37,8	173	Indéterminé	1997	1,7		
C24	Coupe	ESLU	974,7	549	Femelle	1997	3,1	8,7	-28,3

C24	Coupe	ESLU	804,9	515	Mâle	1997	1,8	8,4	-28,3
C24	Coupe	ESLU	733,4	490	Mâle	1997	1,9	8,6	-28,3
C24	Coupe	ESLU	226,8	479	Indéterminé	1997	2,4	8,4	-28,4
C24	Coupe	ESLU	226,9	506	Femelle	1997	2,0	8,3	-28,2
C24	Coupe	ESLU	609,4	460	Indéterminé	1997	2,5	8,4	-28,6
C24	Coupe	ESLU	846,1	550	Indéterminé	1997	7,7	8,8	-28,0
C24	Coupe	ESLU	796,1	518	Mâle	1997	2,4	8,7	-28,4
C24	Coupe	ESLU	1098,8	594	Indéterminé	1997	5,2	8,9	-28,1
C24	Coupe	PEFL	26,7	136	Indéterminé	1997	0,6	8,1	-30,1
C24	Coupe	PEFL	20,2	126	Indéterminé	1997	0,6	7,5	-29,2
C24	Coupe	PEFL	25,3	130	Indéterminé	1997	0,6	7,1	-27,9
C24	Coupe	PEFL	11,7	104	Indéterminé	1997	0,5		
C24	Coupe	PEFL	23,4	128	Indéterminé	1997	0,6		
C24	Coupe	LOLO	1165,8	590	Mâle	1997	2,3	8,0	-29,0
C24	Coupe	LOLO	1300,6	621	Mâle	1997	3,0		
C24	Coupe	LOLO	1297,9	602	Femelle	1997	3,0	8,5	-29,1
C24	Coupe	LOLO	1330,2	615	Mâle	1997	2,4		
C24	Coupe	LOLO	889,2	510	Mâle	1997	1,0	6,9	-29,3
C24	Coupe	LOLO	1182,1	559	Femelle	1997	3,1		
C24	Coupe	LOLO	458,5	407	Femelle	1997	0,5		
C24	Coupe	LOLO	652,3	475	Mâle	1997	1,0		
C24	Coupe	NOCR	6,2	100	Indéterminé	1997	2,2		
C24	Coupe	NOCR	6,5	101	Indéterminé	1997	1,2		
C29	Coupe	CACO	633,8	423	Femelle	1996	0,9		
C29	Coupe	CACO	871,1	452	Femelle	1996	2,9		
C29	Coupe	CACO	344,2	331	Femelle	1996	1,1	6,3	-24,3
C29	Coupe	CACO	137,7	253	Femelle	1996	0,2		
C29	Coupe	CACO	503,1	382	Mâle	1996	0,4		
C29	Coupe	CACO	431,6	356	Mâle	1996	0,2	6,9	-25,3
C29	Coupe	CACO	75,2	199	Indéterminé	1996	0,2		

C29	Coupe	CACO	767,5	462	Femelle	1996	0,5		
C29	Coupe	CACO	507,6	369	Femelle	1996	0,2	7,0	-24,2
C29	Coupe	SAFO	368,7	305	Femelle	1996	0,6		
C29	Coupe	SAFO	1050,0	484	Femelle	1996	1,5		
C40	Coupe	ESLU	611,2	467	Mâle	1997	2,0		
C40	Coupe	ESLU	504,8	444	Mâle	1997	1,9		
C40	Coupe	ESLU	1975,0	630	Femelle	1997	5,9		
C40	Coupe	ESLU	205,7	334	Indéterminé	1997	1,1		
C40	Coupe	ESLU	1125,0	569	Mâle	1997	2,6	7,5	-26,3
C40	Coupe	ESLU	1250,0	591	Mâle	1997	2,3	9,0	-28,8
C40	Coupe	ESLU	1075,0	600	Mâle	1997	5,5	9,3	-27,6
C44	Coupe	ESLU	883,0	524	Mâle	1996	2,6		
C44	Coupe	COCL	159,9	264	Mâle	1996	0,9		
C44	Coupe	COCL	170,2	278	Mâle	1996	0,9	7,3	-28,5
C44	Coupe	COCL	106,2	232	Mâle	1996	0,7		
C44	Coupe	COCL	215,0	296	Femelle	1996	0,9	8,0	-30,2
C44	Coupe	COCL	307,0	335	Mâle	1996	0,7	9,0	-30,1
C44	Coupe	COCL	132,5	251	Femelle	1996	0,8		
C44	Coupe	COCL	122,2	241	Mâle	1996	0,9		
C44	Coupe	COCL	382,0	350	Femelle	1996	1,0		
C44	Coupe	COCL	207,6	290	Femelle	1996	0,9		
C44	Coupe	PEFL	20,1	126	Indéterminé	1996	0,8		
C48	Coupe	CACO	216,9	291	Mâle	1996	2,8	5,0	-27,1
C48	Coupe	CACO	153,5	256	Indéterminé	1996	3,3		
C48	Coupe	CACO	408,7	352	Femelle	1996	3,2	5,7	-28,0
C48	Coupe	CACO	312,7	327	Femelle	1996	2,4	5,2	-28,4
C48	Coupe	CACO	27,6	141	Indéterminé	1996	2,1		
C48	Coupe	CACO	703,6	424	Femelle	1996	3,5		

C48	Coupe	CACO	64,2	187	Indéterminé	1996	2,5		
C48	Coupe	CACO	705,3	399	Femelle	1996	2,6		
C48	Coupe	SAFO	69,9	194	Indéterminé	1996	0,5		
C48	Coupe	SAFO	208,2	272	Femelle	1996	1,0		
C48	Coupe	SAFO	104,8	220	Femelle	1996	0,6	-28,6	
C48	Coupe	SAFO	163,4	253	Femelle	1996	0,9	-28,5	
C48	Coupe	SAFO	70,4	204	Indéterminé	1996	0,8		
C48	Coupe	SAFO	494,9	358	Mâle	1996	1,2		
C48	Coupe	SAFO	24,0	135	Indéterminé	1996	0,6		
C48	Coupe	SAFO	325,5	322	Mâle	1996	1,2		
C48	Coupe	SAFO	106,4	218	Femelle	1996	0,6		
C48	Coupe	SAFO	22,9	141	Mâle	1996	2,6		
C48	Coupe	SAFO	299,4	306	Femelle	1996	3,2		
C48	Coupe	SANA	289,2	320	Mâle	1996	1,3	8,1	-29,0
C48	Coupe	SANA	626,8	450	Mâle	1996	2,2		
C48	Coupe	SANA	369,6	373	Femelle	1996	1,9	8,1	-28,1
C48	Coupe	SANA	126,1	242	Indéterminé	1996	0,7		
C48	Coupe	SANA	455,4	395	Mâle	1996	1,8		
C48	Coupe	SANA	867,8	482	Femelle	1996	2,9		
C48	Coupe	SANA	463,6	391	Femelle	1996	1,8		
C48	Coupe	SANA	567,4	419	Femelle	1996	2,1	8,6	-28,9
C48	Coupe	SANA	216,2	303	Mâle	1996	0,9		
C48	Coupe	SANA	597,1	439	Femelle	1996	2,2		
FP2	Feu	ESLU	870,3	525	Mâle	1996	3,8		
FP2	Feu	ESLU	722,7	572	Femelle	1996	9,6		
FP2	Feu	ESLU	547,2	460	Mâle	1996	1,6	8,4	-29,9
FP2	Feu	ESLU	639,5	487	Mâle	1996	2,0		
FP2	Feu	ESLU	597,8	557	Femelle	1996	6,9	9,5	-30,1
FP2	Feu	ESLU	656,6	493	Mâle	1996	2,8		

FP2	Feu	ESLU	591,2	473	Femelle	1996	1,6	9,1	-30,7
FP2	Feu	ESLU	732,2	500	Mâle	1996	2,4		
FP2	Feu	ESLU	526,3	448	Mâle	1996	2,5	8,5	-28,8
FP2	Feu	ESLU	680,6	514	Mâle	1996	6,7		
FP2	Feu	ESLU	893,7	581	Femelle	1996	4,9	8,9	-27,5
FP15	Feu	ESLU	5800,0	950	Femelle	1997	14,1	10,7	-28,8
FP15	Feu	ESLU	343,6	396	Mâle	1997	0,4	10,1	-27,4
FP15	Feu	ESLU	1575,0	585	Femelle	1997	1,9	9,9	-27,7
FP15	Feu	ESLU	241,3	332	Femelle	1997	0,5	10,6	-27,6
FP15	Feu	ESLU	743,5	514	Mâle	1997	1,1	10,1	-27,4
FP15	Feu	ESLU	266,0	343	Femelle	1997	0,3	10,2	-27,4
FP15	Feu	ESLU	446,4	420	Mâle	1997	1,0	10,0	-27,6
FP15	Feu	ESLU	2600,0	690	Femelle	1997	3,8		
FP15	Feu	ESLU	2100,0	626	Mâle	1997	4,7	9,8	-28,7
FP15	Feu	ESLU	151,6	298	Mâle	1997	0,5	10,3	-28,2
FP15	Feu	CACO	1450,0	489	Mâle	1997	3,7		
FP15	Feu	STVI	504,5	382	Femelle	1997	2,4	9,7	-27,4
FP15	Feu	STVI	442,8	371	Femelle	1997	2,1	10,4	-27,7
FP15	Feu	STVI	202,6	291	Mâle	1997	1,8		
FP15	Feu	STVI	71,6	204	Indéterminé	1997	1,7		
FP15	Feu	STVI	164,4	270	Mâle	1997	1,2		
FP15	Feu	STVI	1275,0	475	Mâle	1997	3,4		
FP15	Feu	STVI	707,5	423	Femelle	1997	2,5	10,4	-28,2
FP15	Feu	STVI	732,5	430	Mâle	1997	2,9		
FP15	Feu	STVI	2825,0	595	Mâle	1997	3,9		
FP15	Feu	COCL	480,0	373	Femelle	1997	1,5		
FP15	Feu	COCL	361,3	328	Femelle	1997	1,8	8,6	-29,8
FP15	Feu	COCL	356,2	338	Femelle	1997	1,6		
FP15	Feu	COCL	104,4	230	Mâle	1997	1,7		

FP15	Feu	COCL	147,2	257	Indéterminé	1997	1,9		
FP15	Feu	COCL	468,1	372	Femelle	1997	1,6		
FP15	Feu	COCL	213,5	313	Indéterminé	1997	1,8	8,4	-29,3
FP15	Feu	COCL	68,8	193	Mâle	1997	1,4		
FP15	Feu	COCL	520,5	384	Femelle	1997	1,8		
FP15	Feu	COCL	419,4	344	Mâle	1997	1,7		
FP15	Feu	COCL	312,9	328	Femelle	1997	1,6	7,8	-29,9
FP24	Feu	ESLU	1150,0	597	Mâle	1996	2,0	8,9	-27,5
FP24	Feu	ESLU	864,9	634	Mâle	1996	9,6	9,1	-28,1
FP24	Feu	ESLU	1400,0	675	Femelle	1996	5,9	9,2	-27,4
FP24	Feu	ESLU	527,7	479	Mâle	1996	1,7	8,2	-27,8
FP24	Feu	ESLU	1500,0	710	Femelle	1996	5,5	8,9	-27,6
FP24	Feu	ESLU	1300,0	665	Femelle	1996	7,2	8,8	-27,6
FP24	Feu	ESLU	1275,0	631	Mâle	1996	3,9	9,2	-27,2
FP24	Feu	ESLU	974,7	630	Femelle	1996	6,4	9,0	-27,8
FP27	Feu	CACO	1250,0	508	Mâle	1996	0,9		
FP27	Feu	CACO	1150,0	490	Mâle	1996	1,0	6,6	-28,2
FP27	Feu	CACO	1300,0	522	Mâle	1996	1,3		
FP27	Feu	CACO	1500,0	531	Mâle	1996	1,1		
FP27	Feu	CACO	1100,0	477	Mâle	1996	0,7	7,3	-26,5
FP27	Feu	CACO	1025,0	480	Mâle	1996	1,0		
FP27	Feu	CACO	1600,0	540	Femelle	1996	1,2		
FP27	Feu	CACO	1150,0	462	Mâle	1996	0,4	6,6	-26,1
FP27	Feu	CACO	1550,0	515	Mâle	1996	1,7		
FP27	Feu	SANA	448,4	399	Mâle	1996	0,7		
FP27	Feu	SANA	672,5	452	Mâle	1996	1,5		
FP27	Feu	SANA	382,8	376	Femelle	1996	0,8	8,2	-28,3
FP27	Feu	SANA	146,6	268	Mâle	1996	0,3		
FP27	Feu	SANA	358,7	352	Femelle	1996	0,5	7,6	-28,4

FP27	Feu	SANA	251,1	318	Mâle	1996	0,4		
FP27	Feu	SANA	75,3	220	Indéterminé	1996	0,2		
FP27	Feu	SANA	34,4	174	Mâle	1996	0,3		
FP27	Feu	SANA	499,1	403	Femelle	1996	0,9	8,7	-27,9
FP27	Feu	SANA	593,9	419	Femelle	1996	0,9		
FP30	Feu	ESLU	347,2	405	Mâle	1996	2,8	8,4	-29,9
FP30	Feu	ESLU	6265,0	985	Mâle	1996	11,6		
FP30	Feu	ESLU	5874,0	980	Mâle	1996	10,0		
FP30	Feu	ESLU	647,2	489	Mâle	1996	3,6	8,1	-28,7
FP30	Feu	ESLU	5131,0	950	Mâle	1996	12,3		
FP30	Feu	ESLU	249,8	355	Mâle	1996	2,0		
FP30	Feu	ESLU	1600,0	692	Mâle	1996	7,5	9,4	-29,9
FP30	Feu	ESLU	4243,0	895	Mâle	1996	20,2		
FP30	Feu	ESLU	743,1	425	Mâle	1996	3,5	9,2	-29,2
FP30	Feu	STVI	979,9	470	Mâle	1996	6,9		
FP30	Feu	STVI	964,9	469		1996	6,5		
FP30	Feu	STVI	1400,0	434	Mâle	1996	7,0	10,2	-28,9
FP30	Feu	STVI	554,1	393	Mâle	1996	4,9	9,9	-30,0
FP30	Feu	STVI	140,2	262	Mâle	1996	3,2		
FP30	Feu	STVI	1250,0	502	Mâle	1996	7,0		
FP30	Feu	STVI	678,2	425	Mâle	1996	4,6	9,5	-29,7
FP30	Feu	STVI	842,9	440	Mâle	1996	5,6		
FP30	Feu	STVI	1525,0	483	Mâle	1996	12,6		
FP30	Feu	STVI	1550,0	601	Mâle	1996	14,4		
FP30	Feu	STVI	1325,0	529	Mâle	1996	8,3		
FP30	Feu	STVI	1325,0	540	Mâle	1996	9,2		
FP30	Feu	COCL	596,9	409	Femelle	1996	2,1		
FP30	Feu	COCL	476,7	369	Femelle	1996	1,2		
FP30	Feu	COCL	556,2	389	Femelle	1996	2,4		
FP30	Feu	COCL	541,2	394	Femelle	1996	1,9		

FP30	Feu	COCL	231,0	299	Mâle	1996	1,5	8,5	-31,3
FP30	Feu	COCL	257,5	317	Mâle	1996	1,2	7,5	-30,8
FP30	Feu	COCL	370,9	345	Femelle	1996	1,7		
FP30	Feu	COCL	147,5	257	Femelle	1996	1,0		
FP30	Feu	COCL	209,3	288	Mâle	1996	1,1	7,3	-31,0
FP31	Feu	SAFO	147,9	242	Mâle	1996	0,5	8,4	-26,9
FP31	Feu	SAFO	164,4	261	Mâle	1996	0,5	7,4	-28,0
FP31	Feu	SAFO	236,4	281	Femelle	1996	1,0		
FP31	Feu	SAFO	306,4	326	Mâle	1996	1,3		
FP31	Feu	SAFO	96,8	215	Mâle	1996	0,5		
FP31	Feu	SAFO	104,7	230	Mâle	1996	0,5	8,4	-28,1
FP31	Feu	SAFO	85,8	208	Mâle	1996	0,4		
FP31	Feu	SAFO	74,3	193	Femelle	1996	0,5		
FP31	Feu	SAFO	62,1	179	Femelle	1996	0,6		
FP31	Feu	SAFO	246,1	293	Mâle	1996	0,8		
FP31	Feu	SAFO	23,3	140	Mâle	1996	0,4		
FP32	Feu	ESLU	3700,0	828	Femelle	1997	3,6		
FP32	Feu	ESLU	1875,0	633	Mâle	1997	3,5	9,6	-28,9
FP32	Feu	ESLU	786,9	507	Femelle	1997	1,2	9,4	-28,2
FP32	Feu	ESLU	4350,0	896	Femelle	1997	7,1		
FP32	Feu	ESLU	3225,0	806	Femelle	1997	3,8		
FP32	Feu	ESLU	208,8	335	Mâle	1997	1,5		
FP32	Feu	ESLU	3275,0	744	Femelle	1997	3,3		
FP32	Feu	ESLU	831,9	519	Mâle	1997	1,1		
FP32	Feu	ESLU	702,9	522	Femelle	1997	2,4	9,7	-28,1
FP32	Feu	STVI	98,3	231	Mâle	1997	0,8		
FP32	Feu	STVI	628,8	417	Femelle	1997	1,9		
FP32	Feu	STVI	3850,0	684	Femelle	1997	4,1		
FP32	Feu	STVI	3400,0	638	Femelle	1997	4,1		

FP32	Feu	STVI	2050,0	554	Femelle	1997	3,4		
FP32	Feu	STVI	621,2	402	Femelle	1997	1,9		
FP32	Feu	STVI	521,3	393	Femelle	1997	1,8		
FP32	Feu	STVI	884,6	451	Femelle	1997	2,2		
FP32	Feu	STVI	68,2	194	Indéterminé	1997	0,6		
FP32	Feu	COCL	259,4	308	Femelle	1997	1,1	8,6	-31,6
FP32	Feu	COCL	343,1	339	Femelle	1997	0,6		
FP32	Feu	COCL	229,1	297	Femelle	1997	0,7	8,1	-30,4
FP32	Feu	COCL	0,0	315	Mâle	1997	0,5	8,4	-30,8
FP32	Feu	COCL	31,6	156	Femelle	1997	0,4		
FP32	Feu	COCL	32,1	157	Femelle	1997	0,4		
FP32	Feu	COCL	25,4	148	Femelle	1997	0,4		
FP32	Feu	COCL	0,0	148	Femelle	1997	0,4		
FP32	Feu	COCL	25,1	148	Mâle	1997	0,4		
FBP9	Feu	CACO	205,9	257	Femelle	1997	0,9		
FBP9	Feu	CACO	47,5	165	Indéterminé	1997	0,8		
FBP9	Feu	CACO	539,1	340	Mâle	1997	2,4	6,5	-28,2
FBP9	Feu	CACO	30,3	145	Indéterminé	1997	0,8		
FBP9	Feu	CACO	102,8	214	Mâle	1997	1,2		
FBP9	Feu	CACO	743,4	379	Femelle	1997	1,3	7,1	-28,4
FBP9	Feu	CACO	766,5	388	Mâle	1997	0,9	6,7	-28,3
FBP9	Feu	CACO	1016,4	422	Mâle	1997	0,8		
FBP9	Feu	CACO	1150,0	432	Mâle	1997	1,0		
FBP9	Feu	CACO	1200,0	439	Mâle	1997	1,5		
FBP9	Feu	CACO	1550,0	471	Femelle	1997	1,2		
FBP9	Feu	CACO	1750,0	491	Mâle	1997	1,4		
FBP9	Feu	CACO	2600,0	542	Femelle	1997	1,3		
FBP9	Feu	CACO	2650,0	565	Femelle	1997	4,3		
FBP9	Feu	ESLU	72,5	192	Mâle	1997	0,3		
FBP9	Feu	ESLU	251,1	348	Mâle	1997	0,7		

FBP9	Feu	ESLU	300,1	374	Mâle	1997	0,5		
FBP9	Feu	ESLU	357,7	397	Mâle	1997	0,2		
FBP9	Feu	ESLU	623,6	457	Femelle	1997	0,4		
FBP9	Feu	ESLU	594,8	461	Mâle	1997	0,4		
FBP9	Feu	ESLU	669,8	464	Femelle	1997	0,4		
FBP9	Feu	ESLU	601,4	469	Femelle	1997	0,3		
FBP9	Feu	ESLU	813,9	491	Mâle	1997	0,5		
FBP9	Feu	ESLU	910,3	518	Mâle	1997	0,8		
FBP9	Feu	ESLU	706,8	528	Mâle	1997	1,7	9,3	-27,1
FBP9	Feu	ESLU	946,6	535	Femelle	1997	2,3		
FBP9	Feu	ESLU	961,1	537	Femelle	1997	2,0		
FBP9	Feu	ESLU	960,3	541	Femelle	1997	0,3	8,8	-27,0
FBP9	Feu	ESLU	1350,0	580	Femelle	1997	1,4	9,1	-28,1
FBP9	Feu	ESLU	1300,0	599	Femelle	1997	3,0		
FBP9	Feu	ESLU	1100,0	603	Femelle	1997	2,4		
FBP9	Feu	ESLU	1700,0	615	Femelle	1997	3,1		
FBP9	Feu	ESLU	2350,0	649	Femelle	1997	1,6		
FBP9	Feu	ESLU	2250,0	695	Femelle	1997	6,3		
FBP10	Feu	CACO	44,0	166	Indéterminé	1997	0,4		
FBP10	Feu	CACO	85,5	199	Indéterminé	1997	0,3		
FBP10	Feu	CACO	169,4	238	Indéterminé	1997	0,4		
FBP10	Feu	CACO	345,1	311	Indéterminé	1997	0,6	6,6	-27,2
FBP10	Feu	CACO	419,2	315	Indéterminé	1997	2,6	6,3	-25,9
FBP10	Feu	CACO	784,5	392	Mâle	1997	3,1	6,1	-28,4
FBP10	Feu	CACO	1200,0	423	Mâle	1997	0,6		
FBP10	Feu	CACO	1250,0	432	Mâle	1997	1,9		
FBP10	Feu	CACO	1150,0	439	Mâle	1997	0,5		
FBP10	Feu	CACO	1950,0	501	Femelle	1997	0,9		
FBP10	Feu	CACO	1650,0	506	Mâle	1997	1,0		
FBP10	Feu	CACO	1800,0	508	Mâle	1997	2,3		

FBP10	Feu	CACO	1950,0	532	Mâle	1997	1,3		
FBP10	Feu	CACO	2500,0	534	Femelle	1997	0,6		
FBP10	Feu	CACO	2250,0	539	Mâle	1997	1,8		
FBP10	Feu	CACO	3000,0	583	Femelle	1997	1,3		
FBP10	Feu	ESLU	48,2	206	Indéterminé	1997	0,9		
FBP10	Feu	ESLU	72,7	232	Mâle	1997	0,9		
FBP10	Feu	ESLU	85,1	250	Indéterminé	1997	1,4		
FBP10	Feu	ESLU	349,4	390	Mâle	1997	1,2		
FBP10	Feu	ESLU	393,0	401	Mâle	1997	0,6		
FBP10	Feu	ESLU	404,5	419	Mâle	1997	0,9		
FBP10	Feu	ESLU	669,7	482	Mâle	1997	2,1		
FBP10	Feu	ESLU	719,5	492	Femelle	1997	0,9		
FBP10	Feu	ESLU	747,4	498	Femelle	1997	1,3	9,1	-27,9
FBP10	Feu	ESLU	1050,0	531	Femelle	1997	1,4	9,4	-28,0
FBP10	Feu	ESLU	1300,0	581	Femelle	1997	3,3	9,3	-28,1
FBP10	Feu	ESLU	1550,0	619	Femelle	1997	2,3		
FBP10	Feu	ESLU	1800,0	639	Femelle	1997	1,8		
FBP10	Feu	ESLU	1750,0	652	Femelle	1997	6,5		
FBP10	Feu	ESLU	1450,0	655	Femelle	1997	7,4		
FBP10	Feu	PEFL	26,2	136	Indéterminé	1997	1,4	7,8	-27,4
FBP10	Feu	PEFL	30,8	142	Indéterminé	1997	0,6	6,8	-27,3
FBP10	Feu	PEFL	47,1	172	Indéterminé	1997	1,5	7,7	-28,4
N5 Référence		CACO	49,5	178	Femelle	1996	3,6		
N5 Référence		CACO	54,4	180	Femelle	1996	2,1		
N5 Référence		CACO	821,7	413	Mâle	1996	1,6	7,9	-29,3
N5 Référence		CACO	63,6	191	Mâle	1996	3,0		
N5 Référence		CACO	70,7	195	Mâle	1996	1,2		
N5 Référence		CACO	109,2	221	Mâle	1996	0,8		
N5 Référence		CACO	47,7	181	Mâle	1996	1,3		

N5	Référence	CACO	224,2	270	Mâle	1996	0,8	5,6	-28,8
N5	Référence	CACO	120,2	235	Mâle	1996	1,1		
N5	Référence	CACO	29,5	150	Mâle	1996	1,1		
N5	Référence	CACO	946,1	454	Mâle	1996	0,9		
N5	Référence	CACO	167,1	251	Mâle	1996	0,7		
N5	Référence	CACO	360,6	327	Mâle	1996	1,3	5,6	-29,3
N16	Référence	CACO	1200,0	465	Femelle	1996	4,2		
N16	Référence	CACO	806,3	426	Femelle	1996	1,1		
N16	Référence	CACO	62,4	191	Femelle	1996	4,8		
N16	Référence	CACO	61,0	182	Femelle	1996	2,1		
N16	Référence	CACO	54,5	179	Mâle	1996	3,7		
N16	Référence	CACO	636,9	377	Femelle	1996	3,8	7,0	-29,2
N16	Référence	CACO	410,8	325	Femelle	1996	3,4	6,3	-29,4
N16	Référence	CACO	144,1	242	Femelle	1996	3,6		
N16	Référence	CACO	251,2	293	Femelle	1996	4,1	6,8	-32,0
N16	Référence	CACO	72,3	203	Femelle	1996	2,8		
N16	Référence	SAFO	474,9	360	Femelle	1996	1,3		
N16	Référence	SAFO	54,6	171	Mâle	1996	0,3		
N16	Référence	SAFO	31,1	147	Mâle	1996	0,2		
N16	Référence	SAFO	63,1	182	Mâle	1996	0,3		
N16	Référence	SAFO	129,8	242	Mâle	1996	0,4	7,9	-31,2
N16	Référence	SAFO	197,9	264	Mâle	1996	0,3	7,9	-30,7
N16	Référence	SAFO	57,8	173	Mâle	1996	0,3		
N16	Référence	SAFO	102,3	222	Mâle	1996	0,2	7,2	-30,8
N16	Référence	SAFO	41,9	157	Mâle	1996	0,3		
N16	Référence	SAFO	324,2	322	Mâle	1996	0,7		
N16	Référence	SAFO	131,2	240	Mâle	1996	0,3	7,7	-30,7
N16	Référence	SAFO	325,0	320	Mâle	1996	0,9		
N16	Référence	SAFO	47,8	170	Mâle	1996	0,3		
N16	Référence	SAFO	341,4	323	Femelle	1996	0,7		

N16	Référence	SAFO	593,7	374	Femelle	1996	1,5		
N16	Référence	SAFO	55,1	172	Mâle	1996	0,2		
N35	Référence	PEFL	56,2	170	Indéterminé	1997	0,7		
N35	Référence	PEFL	27,1	136	Indéterminé	1997	0,4		
N35	Référence	PEFL	45,0	158	Indéterminé	1997	0,4	7,4	-31,2
N35	Référence	PEFL	33,3	144	Mâle	1997	0,6		
N35	Référence	PEFL	51,3	164	Mâle	1997	0,5		
N35	Référence	PEFL	47,7	162	Mâle	1997	0,5		
N35	Référence	PEFL	53,8	169	Femelle	1997	0,5		
N35	Référence	PEFL	53,0	168	Femelle	1997	0,6		
N35	Référence	PEFL	44,3	154	Femelle	1997	0,5	7,6	-30,7
N35	Référence	PEFL	66,6	180	Femelle	1997	0,7	6,8	-30,6
N35	Référence	PEFL	101,1	206	Femelle	1997	0,9		
N35	Référence	PEFL	91,2	194	Femelle	1997	1,0		
N35	Référence	PEFL	102,8	198	Femelle	1997	0,7		
N35	Référence	PEFL	163,0	242	Femelle	1997	1,1		
N43	Référence	ESLU	568,2	458	Mâle	1996	1,2	(27,3)	8,2
N43	Référence	ESLU	613,0	471	Mâle	1996	0,9	(27,2)	8,3
N43	Référence	ESLU	1250,0	611	Mâle	1996	3,8	(28,1)	8,8
N43	Référence	ESLU	590,0	461	Mâle	1996	1,1	(26,8)	8,0
N43	Référence	ESLU	1175,0	630	Femelle	1996	4,1	(26,9)	8,8
N43	Référence	ESLU	673,8	490	Mâle	1996	1,2	(27,2)	8,3
N43	Référence	ESLU	1050,0	585	Femelle	1996	2,9	(26,8)	9,0
N43	Référence	ESLU	1200,0	607	Femelle	1996	4,1	(26,5)	8,8
N43	Référence	ESLU	202,6	323	Mâle	1996	0,7	(26,7)	7,4
N43	Référence	ESLU	947,3	563	Femelle	1996	3,2	(26,5)	8,7
N43	Référence	ESLU	209,0	344	Mâle	1996	0,9	(28,1)	7,8
N43	Référence	COCL	348,0	331	Mâle	1996	0,7	7,0	-28,5
N43	Référence	COCL	483,4	355	Femelle	1996	0,6		

N43	Référence	COCL	163,5	266	Mâle	1996	0,8	6,5	-29,4
N43	Référence	COCL	473,7	365	Femelle	1996	0,6	6,9	-27,7
N43	Référence	COCL	52,3	184	Indéterminé	1996	0,6	6,0	-29,6
N43	Référence	COCL	1850,0	521	Mâle	1996	1,0	8,2	-28,6
N43	Référence	COCL	1335,0	490	Indéterminé	1996	1,0	8,9	-28,3
N55	Référence	ESLU	1600,0	633	Femelle	1997	3,0		
N55	Référence	ESLU	1135,3	577	Mâle	1997	1,3	10,1	-29,2
N55	Référence	ESLU	1190,3	579	Femelle	1997	0,7		
N55	Référence	ESLU	825,6	521	Mâle	1997	0,6	9,1	-29,2
N55	Référence	ESLU	1675,0	672	Femelle	1997	2,9		
N55	Référence	ESLU	1128,3	585	Femelle	1997	2,0	9,3	-29,3
N55	Référence	ESLU	837,1	500	Mâle	1997	1,3		
N55	Référence	ESLU	1268,7	617	Femelle	1997	1,7		
N55	Référence	ESLU	1192,9	609	Femelle	1997	1,9		
N55	Référence	ESLU	1116,4	581	Femelle	1997	2,7	9,6	-28,9
N56	Référence	ESLU	921,3	574	Femelle	1997	2,2	9,3	-28,2
N56	Référence	ESLU	827,9	547	Mâle	1997	5,1	10,0	-28,1
N56	Référence	ESLU	323,8	385	Femelle	1997	1,8		
N56	Référence	ESLU	65,2	219	Indéterminé	1997	0,6		
N56	Référence	ESLU	689,2	523	Femelle	1997	3,8		
N56	Référence	ESLU	854,4	555	Femelle	1997	2,6	10,4	-28,9
N56	Référence	ESLU	692,3	511	Femelle	1997	3,5		
N56	Référence	ESLU	842,6	532	Mâle	1997	3,0		
N56	Référence	ESLU	801,6	572	Femelle	1997	6,0	10,2	-27,9
N56	Référence	ESLU	700,7	485	Mâle	1997	1,4		
N56	Référence	ESLU	290,3	372	Mâle	1997	1,4		
N59	Référence	ESLU	999,3	580	Femelle	1996	4,6	8,8	-27,8
N59	Référence	ESLU	1016,6	604	Femelle	1996	6,9	9,5	-28,1

N59	Référence	ESLU	997,9	587	Femelle	1996	6,0	9,4	-28,5
N59	Référence	ESLU	1350,0	624	Femelle	1996	5,0		
N59	Référence	ESLU	961,6	577	Femelle	1996	6,1	8,9	-29,0
N63	Référence	ESLU	3955,1	844	Femelle	1996	3,9		
N63	Référence	ESLU	3410,2	780	Femelle	1996	4,1		
N63	Référence	ESLU	1350,0	625	Femelle	1996	2,4	8,5	-28,1
N63	Référence	ESLU	134,5	278	Indéterminé	1996	1,5		
N63	Référence	ESLU	3715,1	871	Femelle	1996	4,2		
N63	Référence	ESLU	593,5	479	Mâle	1996	1,7	7,9	-28,2
N63	Référence	ESLU	113,2	578	Femelle	1996	3,3	8,1	-27,7
N63	Référence	ESLU	1950,0	699	Femelle	1996	2,2		
N63	Référence	ESLU	1750,0	672	Femelle	1996	2,3		
N63	Référence	ESLU	5941,9	999	Femelle	1996	8,9		
N70	Référence	COCL	260,0	329	Femelle	1997	1,2	6,6	-29,1
N70	Référence	COCL	219,1	304	Femelle	1997	1,0	6,4	-28,2
N70	Référence	COCL	399,5	350	Femelle	1997	0,7		
N70	Référence	COCL	553,0	426	Femelle	1997	1,5		
N70	Référence	COCL	176,0	290	Femelle	1997	0,9		
N70	Référence	COCL	101,4	240	Indéterminé	1997	0,6		
N70	Référence	COCL	84,5	221	Femelle	1997	0,6		
N70	Référence	COCL	212,3	299	Femelle	1997,0	0,8	6,0	-28,0
N70	Référence	STVI	336,5	347	Femelle	1997	1,1		
N70	Référence	STVI	528,4	399	Femelle	1997	1,3	7,5	-27,1
N70	Référence	STVI	190,3	285	Mâle	1997	0,7		
N70	Référence	STVI	607,8	408	Indéterminé	1997	1,2	8,1	-26,6
N70	Référence	STVI	350,6	350	Mâle	1997	0,9	7,9	-27,3
N70	Référence	STVI	152,8	268	Femelle	1997	0,9		
N70	Référence	STVI	1451,2	558	Femelle	1997	2,0		
N70	Référence	STVI	999,0	470	Femelle	1997	1,3		

N70	Référence	STVI	285,0	320	Femelle	1997	1,1		
N70	Référence	STVI	288,4	315	Mâle	1997	0,9		
N70	Référence	STVI	39,3	162	Femelle	1997	0,6		
N82	Référence	CACO	108,4	226	Mâle	1996	2,2		
N82	Référence	CACO	77,5	203	Mâle	1996	1,1		
N82	Référence	CACO	146,0	251	Mâle	1996	2,2		
N82	Référence	CACO	54,0	183	Mâle	1996	3,1		
N82	Référence	CACO	138,8	245	Femelle	1996	2,5	6,1	-28,8
N82	Référence	CACO	207,6	272	Femelle	1996	3,2	6,4	-29,5
N82	Référence	CACO	117,0	235	Mâle	1996	3,0		
N82	Référence	CACO	383,5	345	Mâle	1996	1,8	6,4	-29,3
N82	Référence	CACO	105,4	218	Femelle	1996	0,5		
N82	Référence	CACO	63,7	196	Femelle	1996	2,7		
N84	Référence	STVI	595,5	400	Femelle	1996	1,2	8,7	-27,4
N84	Référence	STVI	390,0	376	Mâle	1996	1,4		
N84	Référence	STVI	1675,0	591	Femelle	1996	7,5		
N84	Référence	STVI	327,8	341	Mâle	1996	1,0		
N84	Référence	STVI	485,0	381	Femelle	1996	1,7	8,7	-28,1
N84	Référence	STVI	438,0	312	Mâle	1996	2,4		
N84	Référence	STVI	583,5	395	Mâle	1996	1,5		
N84	Référence	STVI	575,9	411	Femelle	1996	1,6	8,0	-27,7
N84	Référence	STVI	403,8	354	Femelle	1996	0,7		
N84	Référence	STVI	416,8	364	Mâle	1996	1,1		
N84	Référence	STVI	148,4	256	Mâle	1996	0,7		
N84	Référence	STVI	665,4	428	Mâle	1996	2,2	9,1	-26,5
N84	Référence	STVI	720,7	443	Mâle	1996	2,3		
N88	Référence	ESLU	1650,0	656	Femelle	1997	4,3		
N88	Référence	ESLU	1300,0	586	Femelle	1997	1,9	7,6	-26,8

N88	Référence	ESLU	967,6	512	Mâle	1997	1,7	7,1	-27,5
N88	Référence	ESLU	2700,0	742	Femelle	1997	3,2		
N88	Référence	ESLU	2050,0	668	Femelle	1997	2,3		
N88	Référence	ESLU	2600,0	761	Femelle	1997	4,9		
N88	Référence	ESLU	1950,0	674	Femelle	1997	2,3		
N88	Référence	ESLU	798,3	502	Femelle	1997	1,4		
N88	Référence	ESLU	1425,0	592	Femelle	1997	1,8	7,3	-26,9
N88	Référence	ESLU	707,0	459	Mâle	1997	1,6		
N88	Référence	CACO	1850,0	501	Femelle	1997	3,1		
N88	Référence	CACO	953,9	433	Mâle	1997	3,3	5,6	-28,2
N88	Référence	CACO	229,6	276	Mâle	1997	2,7	5,2	-27,4
N88	Référence	CACO	323,5	306	Mâle	1997	3,9		
N88	Référence	CACO	159,7	240	Femelle	1997	0,5		
N88	Référence	CACO	1200,0	448	Mâle	1997	3,3		
N88	Référence	CACO	512,3	349	Mâle	1997	3,0	6,2	-29,7
N88	Référence	CACO	1350,0	462	Femelle	1997	3,2		
N88	Référence	CACO	34,1	151	Indéterminé	1997	1,5		
N88	Référence	CACO	65,0	187	Indéterminé	1997	0,4		
N88	Référence	CACO	186,7	258	Mâle	1997	0,8		
N88	Référence	CACO	1700,0	498	Femelle	1997	1,5		
N89	Référence	ESLU	1825,0	638	Mâle	1996	1,8	8,7	-26,5
N89	Référence	ESLU	940,6	551	Femelle	1996	0,9	8,1	-26,6
N89	Référence	ESLU	5233,5	915	Femelle	1996	1,5		
N89	Référence	ESLU	772,7	498	Mâle	1996	0,6	7,5	-26,1
N89	Référence	ESLU	2400,0	708	Mâle	1996	2,2		
N89	Référence	ESLU	6905,1	1010	Femelle	1996	4,9		
N89	Référence	STVI	718,3	428	Mâle	1996	1,6	8,5	-24,3
N89	Référence	STVI	547,2	398	Mâle	1996	1,1		
N89	Référence	STVI	572,7	409	Indéterminé	1996	1,4	8,4	-26,1
N89	Référence	STVI	164,3	268	Indéterminé	1996	1,0		

N89	Référence	STVI	100,8	127	Indéterminé	1996	0,9		
N89	Référence	STVI	444,1	374	Femelle	1996	1,2		
N89	Référence	STVI	520,0	390	Femelle	1996	1,2	8,0	-25,6
N89	Référence	STVI	341,0	343	Indéterminé	1996	1,1		
N89	Référence	STVI	485,0	385	Femelle	1996	1,4	8,0	-26,6
N89	Référence	STVI	190,1	326	Indéterminé	1996	0,9		
N89	Référence	STVI	184,6	283	Indéterminé	1996	0,9		
N89	Référence	STVI	171,8	275	Indéterminé	1996	0,8		
N89	Référence	STVI	925,1	465	Mâle	1996	1,9		
N89	Référence	COCL	512,5	380	Femelle	1996	0,3		
N89	Référence	COCL	719,6	420	Femelle	1996	0,6		
N89	Référence	COCL	1175,0	484	Mâle	1996	0,5		
N89	Référence	COCL	245,0	307	Mâle	1996	0,6	5,7	-29,2
N89	Référence	COCL	344,6	339	Indéterminé	1996	0,4	6,7	-27,0
N89	Référence	COCL	390,4	350	Indéterminé	1996	0,4		
N89	Référence	COCL	208,2	300	Indéterminé	1996	0,6		
N89	Référence	COCL	580,3	393	Mâle	1996	0,4		
N89	Référence	COCL	608,6	404	Femelle	1996	0,3		
N89	Référence	COCL	37,8	168	Indéterminé	1996	0,9		
N89	Référence	COCL	385,2	349	Femelle	1996	0,4	7,1	-28,1
N106	Référence	CACO	833,2	441	Femelle	1997	2,0		
N106	Référence	CACO	145,6	250	Indéterminé	1997	1,4		
N106	Référence	CACO	161,3	262	Mâle	1997	1,4		
N106	Référence	CACO	286,0	316	Femelle	1997	0,6		
N106	Référence	CACO	32,9	156	Mâle	1997	0,7	5,8	-27,8
N106	Référence	CACO	56,1	184	Femelle	1997	0,7		
N106	Référence	CACO	646,4	400	Femelle	1997	0,8	6,1	-29,6
N106	Référence	CACO	1450,0	515	Femelle	1997	2,9		
N106	Référence	CACO	410,8	344	Femelle	1997	1,5	5,9	-28,6
N106	Référence	CACO	75,9	206	Indéterminé	1997	1,5		

N106	Référence	CACO	66,9	180	Mâle	1997	0,5	
N106	Référence	SAFO	173,4	240	Femelle	1997	1,2	
N106	Référence	SAFO	531,6	353	Femelle	1997	1,8	
N107	Référence	ESLU	77,8	232	Indéterminé	1997	0,8	
N107	Référence	ESLU	1150,0	566	Femelle	1997	3,0	8,8
N107	Référence	ESLU	1458,4	618	Femelle	1997	5,2	8,9
N107	Référence	ESLU	1400,0	622	Femelle	1997	4,3	8,5
N107	Référence	ESLU	1400,0	629	Indéterminé	1997	3,7	-25,8
N107	Référence	ESLU	2150,0	728	Femelle	1997	5,6	-26,2
N107	Référence	ESLU	6060,0	929	Femelle	1997	6,0	-27,2
N120	Référence	CACO	352,2	313	Mâle	1996	1,2	4,8
N120	Référence	CACO	561,3	361	Femelle	1996	1,2	5,4
N120	Référence	CACO	35,6	158	Indéterminé	1996	0,9	-25,3
N120	Référence	CACO	185,7	250	Femelle	1996	1,1	-25,4
N120	Référence	CACO	247,9	285	Mâle	1996	1,2	
N120	Référence	CACO	1200,0	491	Femelle	1996	1,0	
N120	Référence	CACO	815,1	415	Femelle	1996	1,1	
N120	Référence	CACO	53,2	180	Indéterminé	1996	0,4	
N120	Référence	CACO	685,4	392	Mâle	1996	1,2	
N120	Référence	CACO	115,3	224	Mâle	1996	1,4	
N120	Référence	CACO	494,7	342	Femelle	1996	0,8	5,8
N120	Référence	CACO	102,0	209	Femelle	1996	1,6	-24,7
N120	Référence	CACO	608,1	365	Femelle	1996	0,9	
N120	Référence	SAFO	87,1	211	Femelle	1996	0,4	7,1
N120	Référence	SAFO	285,1	301	Femelle	1996	0,3	-27,8
N120	Référence	SAFO	125,1	230	Mâle	1996	1,2	5,9
N120	Référence	SAFO	564,2	381	Femelle	1996	0,8	-26,9
N120	Référence	SAFO	461,2	357	Femelle	1996	1,4	
N120	Référence	SAFO	399,7	332	Femelle	1996	1,1	

N120	Référence	SAFO	75,1	194	Femelle	1996	0,5		
N120	Référence	SAFO	34,8	154	Femelle	1996	0,9		
N120	Référence	SAFO	44,7	170	Indéterminé	1996	1,0		
N120	Référence	SAFO	184,3	258	Femelle	1996	1,2		
N120	Référence	SAFO	52,1	174	Femelle	1996	1,2		
N120	Référence	SAFO	239,6	379	Femelle	1996	1,1		
N122	Référence	ESLU	1350,0	629	Mâle	1996	1,8	8,3	-27,5
N122	Référence	ESLU	210,4	334	Mâle	1996	0,7		
N122	Référence	ESLU	104,6	258	Mâle	1996	0,7		
N122	Référence	ESLU	1100,0	577	Femelle	1996	1,4	8,1	-28,3
N122	Référence	ESLU	284,3	361	Mâle	1996	0,4		
N122	Référence	ESLU	274,2	350	Mâle	1996	0,8		
N122	Référence	ESLU	346,9	480	Mâle	1996	1,2		
N122	Référence	ESLU	757,6	513	Femelle	1996	1,5	7,5	-27,6
P25	Référence	COCL	1350,0	505	Mâle	1996	1,4		
P25	Référence	COCL	353,2	335	Mâle	1996	3,3	6,3	-31,8
P25	Référence	COCL	730,8	424	Femelle	1996	1,5		
P25	Référence	COCL	483,6	370	Mâle	1996	1,6	7,0	-31,6
P25	Référence	COCL	1175,0	470	Femelle	1996	1,1		
P25	Référence	COCL	598,9	399	Femelle	1996	1,1		
P25	Référence	COCL	196,1	285	Mâle	1996	0,9	6,2	-31,7
P25	Référence	COCL	1200,0	495	Femelle	1996	0,8		
P25	Référence	COCL	1009,8	449	Femelle	1996	1,6		
P25	Référence	COCL	144,7	234	Mâle	1996	1,2		
P25	Référence	STVI	1150,0	531	Femelle	1996	8,2		
P25	Référence	STVI	521,7	400	Mâle	1996	5,4	9,2	-28,2
P25	Référence	STVI	459,5	382	Mâle	1996	4,4	8,8	-28,9
P25	Référence	STVI	883,1	483	Femelle	1996	7,4		
P25	Référence	STVI	911,8	492	Femelle	1996	11,8		

P25	Référence	STVI	731,7	445	Mâle	1996	6,3	9,4	-28,5
P25	Référence	STVI	182,3	280	Mâle	1996	3,8		
P25	Référence	STVI	52,3	185	Indéterminé	1996	2,2		
P25	Référence	STVI	866,6	469	Mâle	1996	4,8		
P25	Référence	STVI	1100,0	515	Femelle	1996	6,1		
P109	Référence	CACO	128,3	236	Femelle	1997	1,9		
P109	Référence	CACO	137,5	249	Femelle	1997	1,2		
P109	Référence	CACO	87,0	211	Femelle	1997	1,6		
P109	Référence	CACO	46,0	171	Mâle	1997	1,8		
P109	Référence	CACO	283,4	315	Mâle	1997	3,3	6,8	-31,0
P109	Référence	CACO	150,5	243	Femelle	1997	2,4		
P109	Référence	CACO	239,4	299	Femelle	1997	2,9	5,7	-30,6
P109	Référence	CACO	52,2	180	Femelle	1997	0,6		
P109	Référence	CACO	132,3	236	Femelle	1997	1,5		
P109	Référence	PEFL	81,3	199	Mâle	1997	1,9		
P109	Référence	PEFL	119,7	207	Indéterminé	1997	2,3		
P109	Référence	PEFL	24,9	148	Femelle	1997	1,6	7,5	-29,7
P109	Référence	PEFL	54,3	180	Femelle	1997	1,3		
P109	Référence	PEFL	50,9	175	Femelle	1997	5,9		
P109	Référence	PEFL	44,6	166	Indéterminé	1997	1,0	7,5	-29,4
P109	Référence	PEFL	18,3	127	Indéterminé	1997	1,6	6,9	-29,1
P109	Référence	PEFL	284,2	312	Femelle	1997	4,3		
P109	Référence	PEFL	222,9	268	Femelle	1997	3,7		
P109	Référence	PEFL	126,3	238	Femelle	1997	2,7		
P110	Référence	CACO	500,0	380	Mâle	1997	1,5		
P110	Référence	CACO	616,9	419	Femelle	1997	1,6		
P110	Référence	CACO	508,9	369	Femelle	1997	0,9	5,6	-27,0
P110	Référence	CACO	363,3	334	Femelle	1997	1,2	5,4	-28,7
P110	Référence	CACO	421,4	350	Indéterminé	1997	1,4	6,3	-29,6

P110	Référence	CACO	15,8	117	Femelle	1997	0,3
P110	Référence	CACO	435,3	351	Mâle	1997	1,4
P110	Référence	CACO	867,3	447	Femelle	1997	2,8
P110	Référence	CACO	241,2	288	Indéterminé	1997	0,4
P110	Référence	CACO	129,5	234	Mâle	1997	1,1
P110	Référence	CACO	74,4	196	Femelle	1997	0,3

Annexe 2

Tableau des données brutes des poissons échantillonnés en 1998 dans 11 des 38 lacs étudiés

Ensemble des données brutes (lac, espèce, longueur, poids, concentration en Hg, sexe, année de capture, signature isotopique de N et C) des poissons échantillonnés en 1998 dans 11 des 38 lacs étudiés.

CACO = *Catostomus commersoni* (meunier noir)

COCL = *Coregonus clupeaformis* (grand corégone)

ESLU = *Esox lucius* (grand brochet)

SAFO = *Salvelinus fontinalis* (omble de fontaine)

SANA = *Salvelinus namaycush* (touladi)

STVI = *Stizostedion vitreum* (doré jaune)

PEFL = *Perca flavescens* (perchaude)

LOLO = *Lota lota* (lotte)

NOCR = *Notemigonus crysoleucas* (chatte de l'est)

SEMA = *Semotilus margarita* (mulet perlé)

Lac	Traitement	Espèce	Poids (g)	Longueur (mm)	Sexe	Année	Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	$\delta^{15}\text{N}$ ($^{\circ}/_{\text{‰}}$)	$\delta^{13}\text{C}$ ($^{\circ}/_{\text{‰}}$)
C2	Coupe	ESLU	2050,0	640	Femelle	1998	4,8		
C2	Coupe	ESLU	806,0	527	Mâle	1998	3,2		
C2	Coupe	ESLU	1150,0	542	Mâle	1998	2,1	8,8	-28,5
C2	Coupe	ESLU	2050,0	635	Femelle	1998	3,5		
C2	Coupe	ESLU	769,9	495	Mâle	1998	1,9		
C2	Coupe	ESLU	1250,0	540	Mâle	1998	7,1		
C2	Coupe	ESLU	1700,0	595	Mâle	1998	4,8	9,4	-28,4
C2	Coupe	ESLU	2350,0	670	Femelle	1998	5,6		
C2	Coupe	ESLU	1750,0	598	Mâle	1998	2,0		
C2	Coupe	ESLU	1950,0	625	Mâle	1998	4,6		
C2	Coupe	ESLU	2250,0	664	Femelle	1998	4,3		
C2	Coupe	ESLU	1500,0	578	Femelle	1998	2,1	8,5	-28,7
C2	Coupe	ESLU	2350,0	655	Femelle	1998	3,4		
C2	Coupe	ESLU	35,7	185	Indéterminé	1998	1,1		
C2	Coupe	ESLU	1350,0	655	Femelle	1998	12,3		
C2	Coupe	ESLU	433,6	434	Mâle	1998	1,7		
C2	Coupe	ESLU	630,0	427	Mâle	1998	2,1		
C2	Coupe	ESLU	1900,0	620	Femelle	1998	4,2		
C2	Coupe	ESLU	1000,0	525	Indéterminé	1998	1,8		
C2	Coupe	ESLU	1800,0	600	Femelle	1998	2,7		
C2	Coupe	PEFL	22,7	130	Indéterminé	1998	2,7		
C2	Coupe	PEFL	14,3	112	Indéterminé	1998	5,0	7,6	-30,0
C2	Coupe	PEFL	30,3	146	Indéterminé	1998	1,0		
C2	Coupe	PEFL	35,3	156	Indéterminé	1998	0,6		
C2	Coupe	PEFL	52,3	171	Indéterminé	1998	1,8		
C2	Coupe	PEFL	39,8	155	Indéterminé	1998	0,8		
C2	Coupe	PEFL	25,3	129	Indéterminé	1998	0,9		
C2	Coupe	PEFL	51,3	165	Indéterminé	1998	0,8		

C2	Coupe	PEFL	26,6	135	Indéterminé	1998	0,4		
C2	Coupe	PEFL	23,7	127	Indéterminé	1998	0,5		
C2	Coupe	PEFL	25,0	138	Indéterminé	1998	1,4		
C2	Coupe	PEFL	24,8	132	Indéterminé	1998	1,1		
C2	Coupe	PEFL	40,4	160	Indéterminé	1998	1,4		
C2	Coupe	PEFL	27,1	138	Indéterminé	1998	0,6		
C2	Coupe	PEFL	38,0	153	Indéterminé	1998	0,9		
C2	Coupe	PEFL	20,4	125	Indéterminé	1998	0,6	6,1	-30,7
C2	Coupe	PEFL	12,0	103	Indéterminé	1998	1,3		
C2	Coupe	PEFL	14,7	111	Indéterminé	1998	0,9		
C2	Coupe	PEFL	13,4	110	Indéterminé	1998	0,5		
C9	Coupe	ESLU	3365,1	741	Mâle	1998	7,1	9,6	-26,9
C9	Coupe	ESLU	2500,0	654	Femelle	1998	4,2	9,0	-28,0
C9	Coupe	ESLU	3354,3	780	Femelle	1998	6,9	9,7	-27,3
C9	Coupe	ESLU	3770,9	790	Femelle	1998	5,1	9,1	-27,7
C9	Coupe	ESLU	2267,3	715	Mâle	1998	4,9	9,2	-27,5
C9	Coupe	ESLU	774,1	785	Femelle	1998	2,4	8,8	-27,3
C9	Coupe	ESLU	179,8	320	Indéterminé	1998	2,0	8,3	-28,4
C9	Coupe	ESLU	597,4	481	Femelle	1998	2,8	8,6	-28,2
C9	Coupe	ESLU	1293,6	590	Femelle	1998	2,4	9,0	-27,6
C9	Coupe	ESLU	965,7	537	Femelle	1998	2,0	9,0	-27,5
C9	Coupe	ESLU	1667,4	650	Mâle	1998	3,0	9,0	-27,4
C9	Coupe	ESLU	2285,9	630	Mâle	1998	4,3	9,3	-27,6
C9	Coupe	ESLU	2399,3	750	Femelle	1998	2,8	9,3	-27,5
C9	Coupe	ESLU	2795,0	795	Femelle	1998	6,8	9,4	-27,3
C9	Coupe	ESLU	2654,0	772	Femelle	1998	4,0	9,4	-28,1
C9	Coupe	ESLU	124,5	280	Indéterminé	1998	1,0	7,7	-27,7
C9	Coupe	ESLU	2392,8	745	Mâle	1998	6,2	10,0	-27,3
C9	Coupe	PEFL	13,0	113	Indéterminé	1998	1,7		
C9	Coupe	PEFL	12,2	108	Indéterminé	1998	1,2		

C9	Coupe	PEFL	12,2	110	Indéterminé	1998	1,4		
C9	Coupe	PEFL	15,2	120	Indéterminé	1998	1,3		
C9	Coupe	PEFL	14,3	115	Indéterminé	1998	1,3	7,1	-29,3
C9	Coupe	PEFL	16,2	122	Indéterminé	1998	1,8		
C9	Coupe	PEFL	19,3	125	Indéterminé	1998	1,6	7,9	-29,7
C9	Coupe	PEFL	11,9	109	Indéterminé	1998	1,8		
C9	Coupe	PEFL	13,3	116	Indéterminé	1998	0,9		
C9	Coupe	PEFL	13,6	119	Indéterminé	1998	1,0		
C9	Coupe	PEFL	7,1	91	Indéterminé	1998	1,1		
C9	Coupe	PEFL	22,3	142	Indéterminé	1998	3,0	6,8	-27,6
C9	Coupe	PEFL	14,0	115	Indéterminé	1998	0,8		
C9	Coupe	PEFL	14,4	116	Indéterminé	1998	1,0		
C9	Coupe	PEFL	12,0	113	Indéterminé	1998	0,9		
C9	Coupe	PEFL	11,3	115	Indéterminé	1998	1,6		
C9	Coupe	PEFL	12,5	118	Indéterminé	1998	1,7		
C44	Coupe	PEFL	44,1	155	Indéterminé	1998	1,4		
C44	Coupe	PEFL	43,9	159	Indéterminé	1998	1,0		
C44	Coupe	PEFL	24,6	132	Indéterminé	1998	1,3	8,4	-28,4
C44	Coupe	PEFL	32,4	139	Indéterminé	1998	0,5		
C44	Coupe	PEFL	23,5	129	Indéterminé	1998	0,5		
C44	Coupe	PEFL	50,6	165	Indéterminé	1998	1,3		
C44	Coupe	PEFL	20,6	127	Indéterminé	1998	1,2		
C44	Coupe	PEFL	46,4	122	Indéterminé	1998	1,4		
C44	Coupe	PEFL	40,4	154	Indéterminé	1998	1,0		
C44	Coupe	PEFL	22,7	126	Indéterminé	1998	0,5		
C44	Coupe	PEFL	36,2	150	Indéterminé	1998	0,8		
C44	Coupe	PEFL	35,5	146	Indéterminé	1998	0,9		
C44	Coupe	PEFL	23,4	129	Indéterminé	1998	0,7	7,9	-28,2
C44	Coupe	PEFL	43,1	155	Indéterminé	1998	0,6	7,9	-28,7
C44	Coupe	PEFL	20,8	120	Indéterminé	1998	0,8		

C44	Coupe	PEFL	28,2	139	Indéterminé	1998	0,9		
C44	Coupe	PEFL	41,7	153	Indéterminé	1998	1,6	8,0	-29,2
C44	Coupe	PEFL	53,7	177	Indéterminé	1998	2,3		
C44	Coupe	PEFL	21,7	119	Indéterminé	1998	1,1		
C44	Coupe	PEFL	28,6	140	Indéterminé	1998	0,8		
C44	Coupe	PEFL	6,9	90	Indéterminé	1998	0,8		
C44	Coupe	PEFL	6,0	88	Indéterminé	1998	0,6		
C44	Coupe	PEFL	5,4	80	Indéterminé	1998	0,6		
C44	Coupe	PEFL	7,3	90	Indéterminé	1998	0,7		
C44	Coupe	PEFL	4,7	69	Indéterminé	1998	0,6		
C44	Coupe	COCL	222,1	296	Indéterminé	1998	1,1		
C44	Coupe	COCL	226,8	303	Femelle	1998	1,4		
C44	Coupe	COCL	223,5	298	Femelle	1998	1,1		
C44	Coupe	COCL	148,7	284	Mâle	1998	1,0		
C44	Coupe	COCL	233,1	296	Indéterminé	1998	1,3		
C44	Coupe	COCL	495,6	385	Femelle	1998	1,3		
C44	Coupe	COCL	233,3	304	Femelle	1998	1,2		
C44	Coupe	COCL	231,7	307	Femelle	1998	1,2	7,6	-32,1
C44	Coupe	COCL	80,8	202	Indéterminé	1998	0,8		
C44	Coupe	COCL	67,0	192	Indéterminé	1998	0,9		
C44	Coupe	COCL	66,8	201	Indéterminé	1998	0,8		
C44	Coupe	COCL	66,2	202	Indéterminé	1998	0,8		
C44	Coupe	COCL	71,2	198	Indéterminé	1998	0,9		
C44	Coupe	COCL	65,7	195	Indéterminé	1998	0,8		
C44	Coupe	COCL	168,1	271	Indéterminé	1998	0,8		
C44	Coupe	COCL	192,2	282	Femelle	1998	1,2		
C44	Coupe	COCL	261,4	315	Femelle	1998	1,2	7,2	-29,9
C44	Coupe	COCL	389,7	352	Femelle	1998	1,4	7,7	-30,5
C44	Coupe	COCL	233,7	300	Femelle	1998	1,5		
C44	Coupe	COCL	244,0	303	Femelle	1998	1,2		
C44	Coupe	NOCR	11,0	103	Indéterminé	1998	1,3		

C44	Coupe	NOCR	5,4	84	Indéterminé	1998	1,1		
C44	Coupe	NOCR	6,4	87	Indéterminé	1998	1,2		
C44	Coupe	NOCR	22,8	128	Indéterminé	1998	1,2		
C44	Coupe	NOCR	10,3	104	Indéterminé	1998	1,3		
C44	Coupe	NOCR	6,1	90	Indéterminé	1998	1,4		
C44	Coupe	NOCR	5,0	80	Indéterminé	1998	1,3		
C44	Coupe	NOCR	9,1	96	Indéterminé	1998	1,2		
C44	Coupe	NOCR	12,6	114	Indéterminé	1998	1,3		
C44	Coupe	NOCR	6,9	92	Indéterminé	1998	1,1	6,7	-29,6
C44	Coupe	NOCR	4,3	80	Indéterminé	1998	1,3		
C44	Coupe	NOCR	19,5	124	Indéterminé	1998	0,5		
C44	Coupe	NOCR	5,8	89	Indéterminé	1998	1,1	6,9	-28,9
C44	Coupe	NOCR	13,0	105	Indéterminé	1998	1,0		
C44	Coupe	NOCR	8,7	100	Indéterminé	1998	1,3	7,3	-30,8
FP24	Feu	ESLU	885,6	550	Mâle	1998	2,0	9,6	-26,7
FP24	Feu	ESLU	900,5	550	Mâle	1998	1,1		
FP24	Feu	ESLU	833,5	530	Mâle	1998	1,3	9,6	-26,9
FP24	Feu	ESLU	478,8	440	Femelle	1998	1,1		
FP24	Feu	ESLU	1273,9	616	Femelle	1998	2,2	9,3	-26,8
FP24	Feu	ESLU	1548,0	650	Mâle	1998	4,1		
FP24	Feu	ESLU	1355,0	620	Mâle	1998	2,5		
FP24	Feu	ESLU	1112,6	670	Femelle	1998	7,6		
FP24	Feu	ESLU	1235,2	642	Mâle	1998	6,3		
FP24	Feu	ESLU	1261,6	630	Femelle	1998	2,9		
FP24	Feu	ESLU	1640,5	720	Femelle	1998	4,1		
FP24	Feu	PEFL	12,6	115	Indéterminé	1998	0,7		
FP24	Feu	PEFL	31,0	148	Indéterminé	1998	0,7	8,9	-26,7
FP24	Feu	PEFL	35,1	149	Indéterminé	1998	0,4	8,8	-26,5
FP24	Feu	PEFL	14,4	114	Indéterminé	1998	0,5	8,1	-25,1

FP24	Feu	PEFL	8,9	98	Indéterminé	1998	0,5	9,1	-26,6
FP24	Feu	PEFL	13,4	110	Indéterminé	1998	0,5	8,7	-26,4
FP24	Feu	PEFL	12,6	107	Indéterminé	1998	0,6		
FP24	Feu	PEFL	28,4	140	Indéterminé	1998	0,5		
FP24	Feu	PEFL	23,6	133	Indéterminé	1998	0,7	10,0	-26,7
FP24	Feu	PEFL	12,8	105	Indéterminé	1998	0,5	9,6	-26,2
FP24	Feu	PEFL	9,8	99	Indéterminé	1998	0,4	8,7	-25,9
FP24	Feu	PEFL	10,1	101	Indéterminé	1998	1,3		
FP32	Feu	CACO	237,6	280	Indéterminé	1998	0,7	9,1	-29,6
FP32	Feu	CACO	182,4	263	Indéterminé	1998	0,3	9,2	-29,3
FP32	Feu	CACO	310,9	300	Femelle	1998	0,2	8,8	-30,4
FP32	Feu	CACO	695,9	390	Femelle	1998	0,3	8,8	-30,2
FP32	Feu	CACO	561,9	359	Mâle	1998	0,8	8,1	-31,5
FP32	Feu	CACO	114,1	220	Femelle	1998	0,3	8,7	-27,8
FP32	Feu	CACO	50,8	178	Indéterminé	1998	0,3	9,1	-28,4
FP32	Feu	CACO	66,0	72	Indéterminé	1998	0,2	9,0	-27,8
FP32	Feu	CACO	679,2	376	Indéterminé	1998	0,4	8,7	-31,5
FP32	Feu	CACO	134,0	234	Femelle	1998	0,2	8,6	-29,1
FP32	Feu	CACO	241,1	285	Indéterminé	1998	0,2	8,7	-30,1
FP32	Feu	CACO	81,3	200	Femelle	1998	0,3	9,0	-29,1
FP32	Feu	CACO	150,5	250	Indéterminé	1998	0,2	8,8	-30,5
FP32	Feu	CACO	42,0	166	Indéterminé	1998	0,4	8,4	-27,7
FP32	Feu	CACO	29,2	150	Indéterminé	1998	0,4	8,6	-29,2
FP32	Feu	CACO	160,8	355	Mâle	1998	0,2	8,7	-28,4
FP32	Feu	CACO	126,3	225	Mâle	1998	0,2	9,4	-29,5
FP32	Feu	CACO	151,8	239	Mâle	1998	0,4	9,0	-28,5
FP32	Feu	CACO	155,0	245	Femelle	1998	0,2	8,6	-30,7
FP32	Feu	CACO	75,0	192	Indéterminé	1998	0,3	8,8	-29,2
FP32	Feu	CACO	120,1	221	Mâle	1998	0,2	8,8	-29,5
FP32	Feu	CACO	85,8	209	Indéterminé	1998	0,3	8,6	-29,0

FP32	Feu	CACO	324,2	310	Femelle	1998	0,3	9,1	-29,9
FP32	Feu	PEFL	1,9	59	Indéterminé	1998	0,4	9,6	-27,4
FP32	Feu	PEFL	1,6	56	Indéterminé	1998	0,4	10,6	-28,0
FP32	Feu	PEFL	2,2	60	Indéterminé	1998	0,5	10,6	-27,9
FP32	Feu	PEFL	1,9	58	Indéterminé	1998	0,5		
FP32	Feu	PEFL	2,0	59	Indéterminé	1998	0,5		
FP32	Feu	PEFL	1,6	58	Indéterminé	1998	0,5	11,2	-28,1
FP32	Feu	PEFL	2,1	60	Indéterminé	1998	0,4	10,7	-27,6
FP32	Feu	PEFL	10,6	103	Indéterminé	1998	0,5		
FP32	Feu	PEFL	13,6	117	Indéterminé	1998	1,0	10,6	-28,3
FP32	Feu	PEFL	22,8	133	Indéterminé	1998	0,9	10,2	-27,7
FP32	Feu	PEFL	23,9	131	Indéterminé	1998	0,7	9,8	-26,7
FP32	Feu	PEFL	23,9	135	Indéterminé	1998	0,8	9,2	-28,0
FP32	Feu	PEFL	8,3	95	Indéterminé	1998	0,4		
FP32	Feu	COCL	137,8	250	Indéterminé	1998	0,4		
FP32	Feu	COCL	479,4	365	Femelle	1998	0,6	9,2	-30,3
FP32	Feu	COCL	39,9	165	Indéterminé	1998	0,3	9,3	-28,7
FP32	Feu	COCL	406,6	360	Indéterminé	1998	0,6	9,2	-31,0
FP32	Feu	COCL	397,7	356	Femelle	1998	0,4		
FP32	Feu	COCL	415,1	353	Femelle	1998	0,4	9,1	-30,2
FP32	Feu	COCL	322,4	330	Femelle	1998	0,6	9,3	-29,9
FP32	Feu	COCL	839,8	430	Femelle	1998	1,2	9,4	-29,6
FP32	Feu	COCL	813,5	423	Mâle	1998	0,9		
FP32	Feu	COCL	371,3	390	Femelle	1998	0,6	9,5	-32,1
FP32	Feu	COCL	318,9	320	Femelle	1998	0,4	9,5	-30,4
FP32	Feu	COCL	280,9	315	Femelle	1998	0,6	9,6	-30,4
FP32	Feu	COCL	419,5	358	Femelle	1998	0,5	9,5	-30,1
FP32	Feu	COCL	129,6	241	Indéterminé	1998	0,4		
FP32	Feu	COCL	121,0	238	Mâle	1998	0,4	9,9	-29,5
FP32	Feu	COCL	38,4	168	Indéterminé	1998	0,5	10,0	-27,9
FP32	Feu	COCL	33,0	160	Indéterminé	1998	0,3	9,2	-28,4

FP32	Feu	COCL	54,3	184	Indéterminé	1998	0,3	9,6	-28,2
FP32	Feu	COCL	258,4	305	Femelle	1998	0,5	9,4	-29,7
FP32	Feu	COCL	298,8	319	Mâle	1998	0,5	9,0	-31,0
FP32	Feu	COCL	296,3	326	Femelle	1998	0,5	9,2	-31,1
FP32	Feu	STVI	251,9	321	Indéterminé	1998	1,2	11,7	-26,9
FP32	Feu	STVI	202,5	295	Femelle	1998	1,0		
FP32	Feu	STVI	236,0	310	Femelle	1998	1,3	11,5	-26,3
FP32	Feu	STVI	231,6	309	Indéterminé	1998	1,1	10,3	-27,1
FP32	Feu	STVI	233,6	315	Femelle	1998	1,3	11,1	-27,0
FP32	Feu	STVI	254,2	307	Mâle	1998	1,1		
FP32	Feu	STVI	255,8	321	Mâle	1998	1,2	12,0	-26,4
FP32	Feu	STVI	235,4	309	Mâle	1998	1,1		
FP32	Feu	STVI	262,3	324	Mâle	1998	1,2		
FP32	Feu	SEMA	5,9	92	Indéterminé	1998	0,2	11,8	-26,9
FP32	Feu	SEMA	7,3	97	Indéterminé	1998	0,2	10,3	-28,0
FP32	Feu	SEMA	6,0	91	Indéterminé	1998	0,2	11,0	-28,6
FP32	Feu	SEMA	2,1	68	Indéterminé	1998	2,1	9,7	-29,2
FP32	Feu	SEMA	7,8	97	Indéterminé	1998	0,4	10,4	-27,4
FP32	Feu	SEMA	2,9	80	Indéterminé	1998	0,3	10,3	-28,5
FP32	Feu	SEMA	2,2	65	Indéterminé	1998	1,0	65,0	1998
FP32	Feu	SEMA	2,0	64	Indéterminé	1998	0,5	9,2	-28,4
FP32	Feu	SEMA	3,4	84	Indéterminé	1998	0,4		
FP32	Feu	SEMA		69	Indéterminé	1998	1,2	10,5	-28,8
FP32	Feu	SEMA	2,7	67	Indéterminé	1998	0,4	10,3	-28,2
FP32	Feu	SEMA	2,7	68	Indéterminé	1998	0,4	10,1	-28,5
FP32	Feu	SEMA	6,7	93	Indéterminé	1998	0,2	10,6	-28,3
FP32	Feu	SEMA	4,0	86	Indéterminé	1998	0,2		
FP32	Feu	SEMA	2,7	68	Indéterminé	1998	1,2	10,4	-27,6
FBP10	Feu	ESLU	2200,0	630	Mâle	1998	0,4	8,6	-27,6
FBP10	Feu	ESLU	2900,0	706	Femelle	1998			

FBP10	Feu	ESLU	2350,0	665	Mâle	1998	3,8		
FBP10	Feu	ESLU	434,6	420	Indéterminé	1998	1,4		
FBP10	Feu	ESLU	1950,0	610	Mâle	1998	1,9		
FBP10	Feu	ESLU	482,0	440	Mâle	1998	1,3		
FBP10	Feu	ESLU	218,8	350	Indéterminé	1998	1,1		
FBP10	Feu	ESLU	1350,0	548	Femelle	1998	1,5	10,0	-27,1
FBP10	Feu	ESLU	1350,0	555	Mâle	1998	1,8	9,8	-27,3
FBP10	Feu	ESLU	1100,0	535	Mâle	1998	1,4		
FBP10	Feu	ESLU	1000,0	535	Femelle	1998	1,4		
FBP10	Feu	ESLU	1150,0	522	Mâle	1998	1,8		
FBP10	Feu	ESLU	1370,0	551	Mâle	1998	1,6	9,7	-26,9
FBP10	Feu	ESLU	2950,0	710	Femelle	1998			
FBP10	Feu	ESLU	2650,0	666	Mâle	1998	3,8		
FBP10	Feu	ESLU	155,2	305	Indéterminé	1998	1,3		
FBP10	Feu	PEFL	12,3	107	Indéterminé	1998	0,5		
FBP10	Feu	PEFL	15,4	115	Indéterminé	1998	0,7	8,3	-27,6
FBP10	Feu	PEFL	11,3	105	Indéterminé	1998	0,6		
FBP10	Feu	PEFL	14,0	114	Indéterminé	1998	0,6		
FBP10	Feu	PEFL	8,3	99	Indéterminé	1998	0,7		
FBP10	Feu	PEFL	30,4	141	Indéterminé	1998	0,9	8,7	-27,5
FBP10	Feu	PEFL	44,4	175	Indéterminé	1998	1,3		
FBP10	Feu	PEFL	32,4	152	Indéterminé	1998	0,7		
FBP10	Feu	PEFL	10,5	100	Indéterminé	1998	0,7		
FBP10	Feu	PEFL	13,6	111	Indéterminé	1998	0,8		
FBP10	Feu	PEFL	14,5	112	Indéterminé	1998	0,8		
FBP10	Feu	PEFL	13,5	113	Indéterminé	1998	0,8		
FBP10	Feu	PEFL	34,1	150	Indéterminé	1998	0,9		
FBP10	Feu	PEFL	38,4	161	Indéterminé	1998	1,3		
FBP10	Feu	PEFL	28,4	151	Indéterminé	1998	0,9	8,6	-29,0
FBP10	Feu	PEFL	34,0	162	Indéterminé	1998	0,6		
FBP10	Feu	PEFL	25,9	141	Indéterminé	1998	0,8		

FBP10	Feu	PEFL	27,5	141	Indéterminé	1998	0,9	
FBP10	Feu	PEFL	8,9	93	Indéterminé	1998	0,5	
FBP10	Feu	PEFL	10,1	100	Indéterminé	1998	0,6	
FBP10	Feu	PEFL	8,9	95	Indéterminé	1998	0,7	
N55	Référence	ESLU	774,0	570	Mâle	1998	4,2	
N55	Référence	ESLU	1425,0	610	Mâle	1998	2,8	
N55	Référence	ESLU	1600,0	580	Mâle	1998	2,4	9.2
N55	Référence	ESLU	2050,0	630	Mâle	1998	3,2	-29.3
N55	Référence	ESLU	2050,0	600	Mâle	1998	1,7	
N55	Référence	ESLU	1550,0	573	Indéterminé	1998	3,5	-29.3
N55	Référence	ESLU	455,0	427	Indéterminé	1998	1,0	
N55	Référence	ESLU	627,7	488	Indéterminé	1998	1,1	
N55	Référence	ESLU	1470,0	578	Indéterminé	1998	2,9	9.5
N55	Référence	ESLU	1500,0	605	Indéterminé	1998	4,7	-28.9
N55	Référence	ESLU	1960,0	610	Mâle	1998	3,0	
N55	Référence	ESLU	1380,0	576	Indéterminé	1998	1,4	
N55	Référence	ESLU	2120,0	645	Indéterminé	1998	4,1	
N55	Référence	ESLU	1850,0	610	Femelle	1998	2,5	
N55	Référence	ESLU	2050,0	638	Femelle	1998	3,6	
N55	Référence	ESLU	1740,0	611	Femelle	1998	3,9	
N55	Référence	ESLU	1500,0	575	Indéterminé	1998	3,2	9.6
N55	Référence	ESLU	2280,0	630	Indéterminé	1998	2,7	-29.2
N55	Référence	ESLU	2440,0	642	Indéterminé	1998	3,3	
N55	Référence	ESLU	2000,0	605	Indéterminé	1998	2,2	
N55	Référence	ESLU	13,3	132	Indéterminé	1998	0,5	
N55	Référence	ESLU	16,2	136	Indéterminé	1998	0,6	
N55	Référence	ESLU	16,8	148	Indéterminé	1998	0,8	
N55	Référence	PEFL	12,9	105	Indéterminé	1998	0,4	
N55	Référence	PEFL	13,2	110	Indéterminé	1998	0,5	

N55	Référence	PEFL	11,6	108	Indéterminé	1998	0,6		
N55	Référence	PEFL	6,2	88	Indéterminé	1998	0,4		
N55	Référence	PEFL	29,8	139	Indéterminé	1998	0,5		
N55	Référence	PEFL	39,9	147	Indéterminé	1998	0,4		
N55	Référence	PEFL	37,1	152	Indéterminé	1998	0,4		
N55	Référence	PEFL	37,9	146	Indéterminé	1998	0,5		
N55	Référence	PEFL	27,8	138	Indéterminé	1998	0,3		
N55	Référence	PEFL	28,5	136	Indéterminé	1998	0,4	7,3	-28,1
N55	Référence	PEFL	28,2	140	Indéterminé	1998	0,4		
N55	Référence	PEFL	44,3	163	Indéterminé	1998	0,4		
N55	Référence	PEFL	13,4	113	Indéterminé	1998	0,8		
N55	Référence	PEFL	34,4	146	Indéterminé	1998	0,4	7,6	-28,4
N55	Référence	PEFL	25,1	126	Indéterminé	1998	0,3	7,5	-32,8
N55	Référence	PEFL	12,9	111	Indéterminé	1998	0,4		
N55	Référence	PEFL	13,5	110,9	Indéterminé	1998	0,6		
N55	Référence	PEFL	6,1	85	Indéterminé	1998	0,4		
N55	Référence	PEFL	13,0	111	Indéterminé	1998	0,5		
N55	Référence	PEFL	7,1	89	Indéterminé	1998	0,4		
N55	Référence	PEFL	46,1	160	Indéterminé	1998	0,5		
N55	Référence	PEFL	46,8	164	Indéterminé	1998	0,5		
N55	Référence	PEFL	46,2	161	Indéterminé	1998	0,6		
N55	Référence	NOCR	7,1	94	Indéterminé	1998	0,9	8,1	-31,6
N55	Référence	NOCR	5,2	85	Indéterminé	1998	0,6		
N55	Référence	NOCR	5,4	85	Indéterminé	1998	0,8		
N55	Référence	NOCR	5,6	88	Indéterminé	1998	0,8		
N55	Référence	NOCR	5,8	86	Indéterminé	1998	0,8		
N55	Référence	NOCR	7,5	85	Indéterminé	1998	0,7		
N55	Référence	NOCR	5,1	87	Indéterminé	1998	0,8		
N55	Référence	NOCR	5,6	86	Indéterminé	1998	0,7	7,7	-31,1
N55	Référence	NOCR	5,5	85	Indéterminé	1998	0,7		
N55	Référence	NOCR	5,5	83	Indéterminé	1998	0,7		

N55	Référence	NOCR	5,2	86	Indéterminé	1998	0,7		
N55	Référence	NOCR	6,3	90	Indéterminé	1998	0,8	7,5	-31,0
N63	Référence	ESLU	3000,0	810	Femelle	1998	3,0		
N63	Référence	ESLU	3180,0	892	Femelle	1998	3,2		
N63	Référence	ESLU	1650,0	710	Femelle	1998	2,0		
N63	Référence	ESLU	2550,0	820	Femelle	1998	2,4		
N63	Référence	ESLU	1000,0	594	Indéterminé	1998	2,3	8,2	-28,8
N63	Référence	ESLU	800,0	557	Femelle	1998	2,0	7,9	-28,5
N63	Référence	ESLU	947,0	573	Indéterminé	1998	2,2	8,1	-27,9
N63	Référence	CACO	878,9	409	Femelle	1998	1,0		
N63	Référence	CACO	967,0	450	Femelle	1998	1,6		
N63	Référence	CACO	1060,3	435	Femelle	1998	1,1		
N63	Référence	CACO	401,7	318	Indéterminé	1998	0,5	7,5	-29,2
N63	Référence	CACO	983,5	424	Femelle	1998	0,7		
N63	Référence	CACO	575,0	358	Femelle	1998	0,6	7,1	-29,6
N63	Référence	CACO	104,2	225	Indéterminé	1998	0,5		
N107	Référence	ESLU	852,8	540	Mâle	1998	2,3		
N107	Référence	ESLU	3500,0	735	Femelle	1998	5,8		
N107	Référence	ESLU	1150,0	530	Mâle	1998	2,4	8,7	-27,3
N107	Référence	ESLU	1450,0	585	Mâle	1998	4,5	9,3	-26,2
N107	Référence	ESLU	723,6	500	Mâle	1998	2,6		
N107	Référence	ESLU	658,7	500	Mâle	1998	2,8		
N107	Référence	ESLU	254,4	356	Indéterminé	1998	2,3		
N107	Référence	ESLU	1150,0	522	Mâle	1998	3,3		
N107	Référence	ESLU	1550,0	600	Femelle	1998	3,7		
N107	Référence	ESLU	620,0	460	Mâle	1998	2,3		
N107	Référence	ESLU	1550,0	575	Mâle	1998	3,4		
N107	Référence	ESLU	2050,0	627	Femelle	1998	4,0		
N107	Référence	ESLU	822,2	574	Femelle	1998	2,5		

N107	Référence	ESLU	1450,0	565	Mâle	1998	2,6	8,5	-26,6
N107	Référence	ESLU	1900,0	618	Mâle	1998	4,2		
N107	Référence	PEFL	28,1	135	Indéterminé	1998	1,4		
N107	Référence	PEFL	27,2	138	Indéterminé	1998	0,8		
N107	Référence	PEFL	39,2	161	Indéterminé	1998	1,7		
N107	Référence	PEFL	20,2	130	Indéterminé	1998	1,7		
N107	Référence	PEFL	32,5	147	Indéterminé	1998	0,8		
N107	Référence	PEFL	29,2	140	Indéterminé	1998	0,9	7,5	-26,1
N107	Référence	PEFL	35,7	150	Indéterminé	1998	1,4	7,8	-27,7
N107	Référence	PEFL	12,8	110	Indéterminé	1998	0,5		
N107	Référence	PEFL	19,7	127	Indéterminé	1998	1,8		
N107	Référence	PEFL	11,5	105	Indéterminé	1998	0,7		
N107	Référence	PEFL	12,6	108	Indéterminé	1998	0,5		
N107	Référence	PEFL	6,6	88	Indéterminé	1998	0,5		
N107	Référence	PEFL	13,1	107	Indéterminé	1998	0,5		
N107	Référence	PEFL	18,1	115	Indéterminé	1998	0,6		
N107	Référence	PEFL	13,6	110	Indéterminé	1998	0,6		
N107	Référence	PEFL	11,9	105	Indéterminé	1998	0,9		
N107	Référence	PEFL	13,3	120	Indéterminé	1998	0,7	8,1	-28,4
N107	Référence	PEFL	8,3	95	Indéterminé	1998	1,2		
N107	Référence	PEFL	15,1	116	Indéterminé	1998	0,8		
N107	Référence	PEFL	29,9	138	Indéterminé	1998	0,7		
P109	Référence	CACO	345,4	346	Femelle	1998	1,6		
P109	Référence	CACO	502,3	380	Femelle	1998	2,0		
P109	Référence	CACO	422,0	365	Femelle	1998	2,0		
P109	Référence	CACO	471,9	380	Mâle	1998	1,9		
P109	Référence	CACO	165,2	270	Indéterminé	1998	1,5		
P109	Référence	CACO	574,2	395	Femelle	1998	1,7		
P109	Référence	CACO	165,8	267	Indéterminé	1998	0,7		
P109	Référence	CACO	140,6	259	Femelle	1998	1,2		

P109	Référence	CACO	124,2	250	Femelle	1998	1,3	
P109	Référence	CACO	249,2	308	Femelle	1998	1,1	
P109	Référence	CACO	267,0	319	Indéterminé	1998	1,3	5.5
P109	Référence	CACO	70,8	200	Indéterminé	1998	1,0	-29.3
P109	Référence	CACO	74,9	206	Indéterminé	1998	0,5	
P109	Référence	CACO	84,5	215	Indéterminé	1998	0,7	
P109	Référence	CACO	47,4	175	Indéterminé	1998	0,4	
P109	Référence	CACO	63,7	197	Indéterminé	1998	1,3	
P109	Référence	CACO	39,5	165	Indéterminé	1998	0,5	
P109	Référence	CACO	321,1	331	Mâle	1998	1,6	5.9
P109	Référence	CACO	140,1	250	Mâle	1998	1,5	-30.2
P109	Référence	CACO	147,1	260	Mâle	1998	2,2	
P109	Référence	PEFL	236,1	285	Indéterminé	1998	3,5	
P109	Référence	PEFL	91,9	210	Indéterminé	1998	1,6	
P109	Référence	PEFL	137,1	233	Indéterminé	1998	2,2	
P109	Référence	PEFL	78,7	200	Indéterminé	1998	1,8	
P109	Référence	PEFL	122,9	237	Indéterminé	1998	3,1	
P109	Référence	PEFL	38,4	161	Indéterminé	1998	1,0	
P109	Référence	PEFL	36,0	156	Indéterminé	1998	1,1	7,7
P109	Référence	PEFL	26,3	139	Indéterminé	1998	1,4	-29,1
P109	Référence	PEFL	21,3	133	Indéterminé	1998	0,9	7,5
P109	Référence	PEFL	24,2	142	Indéterminé	1998	1,3	-29,1
P109	Référence	PEFL	23,1	136	Indéterminé	1998	0,7	
P109	Référence	PEFL	19,7	124	Indéterminé	1998	0,8	7,5
P109	Référence	PEFL	16,4	119	Indéterminé	1998	1,0	-28,8
P109	Référence	PEFL	14,5	114	Indéterminé	1998	1,6	
P109	Référence	PEFL	23,0	132	Indéterminé	1998	0,9	
P109	Référence	PEFL	18,4	128	Indéterminé	1998	0,9	
P109	Référence	PEFL	16,5	123	Indéterminé	1998	1,6	
P109	Référence	PEFL	11,7	107	Indéterminé	1998	0,6	
P109	Référence	PEFL	10,5	105	Indéterminé	1998	0,5	

P109	Référence	PEFL	5,7	87	Indéterminé	1998	0,6
P109	Référence	PEFL	7,0	92	Indéterminé	1998	0,8
P109	Référence	PEFL	5,7	85	Indéterminé	1998	0,6
P109	Référence	PEFL	120,2	225	Indéterminé	1998	3,1
P109	Référence	PEFL	83,9	212	Indéterminé	1998	2,9
P109	Référence	PEFL	67,6	190	Indéterminé	1998	1,4
P109	Référence	PEFL	18,1	126	Indéterminé	1998	1,7

Annexe 3

Tableau des données brutes des invertébrés benthiques échantillonnés en 1999 dans les 38 lacs étudiés

Ensemble des données brutes (lac, groupe taxonomique, concentration en MeHg, signature isotopique de N et C) des invertébrés benthiques échantillonnés en 1999 dans les 38 lacs étudiés.

Lac	Traitement	Groupe taxonomique	MeHg (ng·g ⁻¹)	δ ¹⁵ N (‰)	δ ¹³ C (‰)
C2	Coupe	Amphipoda	74.27	1.5	-29.9
C9	Coupe	Amphipoda	14.16	0.7	-28.6
C12	Coupe	Amphipoda	28.15	0.4	-28.8
FP15	Feu	Amphipoda	67.57	1.7	-27.6
FP30	Feu	Amphipoda	39.85	4	-28.4
FBP9	Feu	Amphipoda	26.98	2.7	-27.4
FBP10	Feu	Amphipoda	11.28	2.4	-25.6
N35	Référence	Amphipoda	12.68	0.7	-30
N55	Référence	Amphipoda	11.01	1.3	-28.8
N89	Référence	Amphipoda	7.06	0.1	-24
N122	Référence	Amphipoda	17.33	0.7	-27.1
C9	Coupe	Trichoptère	24.93	-1.6	-25.8
C12	Coupe	Trichoptère	21.92	3.6	-30.8
C23	Coupe	Trichoptère	62	3.9	-29.3
C24	Coupe	Trichoptère	12.3	3.5	-28.6
P110	Coupe	Trichoptère	189.19	0.1	-28.7
FP2	Feu	Trichoptère	66.59	3.4	-30.6
FP15	Feu	Trichoptère	16.76	1.2	-28.5
FP27	Feu	Trichoptère	18.08	-0.3	-27.9
FP30	Feu	Trichoptère	15.88	4.4	-29.7
FP31	Feu	Trichoptère	16.82	2.1	-27.3
FP32	Feu	Trichoptère	32.72	3.3	-28.9
FBP9	Feu	Trichoptère	13.82	3	-27.2
N16	Référence	Trichoptère	11.1	-0.5	-27.4
N35	Référence	Trichoptère	87.4	2.8	-29.7
N55	Référence	Trichoptère	17.6	1.7	-28.3
N56	Référence	Trichoptère	66.1	3.4	-31.9
N63	Référence	Trichoptère	101.7	2.8	-27.9
N82	Référence	Trichoptère	10.4	-0.3	-29.7
N88	Référence	Trichoptère	15.9	0.6	-27.8
C2	Coupe	Éphéméroptère	18.6	-0.3	-30.8
C9	Coupe	Éphéméroptère	28.2	-0.3	-25.5
C12	Coupe	Éphéméroptère	30.7	-0.8	-28.8
C23	Coupe	Éphéméroptère	20.8	0.8	-30.7
C24	Coupe	Éphéméroptère	17.2	-2.4	-29.9
C40	Coupe	Éphéméroptère	9.9	-0.8	-27.2
C44	Coupe	Éphéméroptère	41.9	1.3	-29
C48	Coupe	Éphéméroptère	36.5	0.85	-26.65
N106	Coupe	Éphéméroptère	49.1	1.1	-29.1

FP2	Feu	Éphéméroptère	30.2	1.3	-32.3
FP15	Feu	Éphéméroptère	21.5	0.7	-29.9
FP24	Feu	Éphéméroptère	17.1	-0.2	-27.4
FP27	Feu	Éphéméroptère	26.2	2.4	-27
FP30	Feu	Éphéméroptère	37.6	2.9	-28.1
FP31	Feu	Éphéméroptère	25.7	2.2	-27.6
FP32	Feu	Éphéméroptère	29.7	3.3	-28.6
FBP9	Feu	Éphéméroptère	14.5	2.2	-30.7
FBP10	Feu	Éphéméroptère	16.3	1.1	-29.1
N16	Référence	Éphéméroptère	16	0.2	-29
N35	Référence	Éphéméroptère	30.4	-0.8	-32.2
N43	Référence	Éphéméroptère	15.3	0.4	-28
N55	Référence	Éphéméroptère	5		-29.7
N56	Référence	Éphéméroptère	34.2	-1.2	-32
N63	Référence	Éphéméroptère	26.7		-35
N82	Référence	Éphéméroptère	18.9	-0.4	-30.8
N89	Référence	Éphéméroptère	12.6	-0.3	-26.7
N122	Référence	Éphéméroptère	17.4	-0.1	-27.9
C2	Coupe	Odonate	379.6	4.8	-30.5
C9	Coupe	Odonate	240.6	4.1	-30.5
C23	Coupe	Odonate	330.8	3.2	-30.2
C24	Coupe	Odonate	187.6	1.9	-26.3
C29	Coupe	Odonate	160.1	4.7	-22.9
C40	Coupe	Odonate	188.9	2.7	-29.2
C44	Coupe	Odonate	297.3	2.3	-30.7
C48	Coupe	Odonate	311.8	3.4	-25.35
N106	Coupe	Odonate	202	3.2	-29
P25	Coupe	Odonate	522.1	1.5	-30
P110	Coupe	Odonate	150.6	2.1	-27.8
FP15	Feu	Odonate	105.4	3.2	-33.3
FP24	Feu	Odonate	134.4	3	-34.3
FP27	Feu	Odonate	242.7	4.6	-27.4
FP31	Feu	Odonate	224.1	7.1	-27.6
FP32	Feu	Odonate	131.8	6.4	-29.8
FBP9	Feu	Odonate	314.7	4.5	-28.9
FBP10	Feu	Odonate	179.5	4	-28
N5	Référence	Odonate	145.6	3.4	-32.2
N16	Référence	Odonate	70	4.7	-27.8
N35	Référence	Odonate	77	3.5	-35.6
N43	Référence	Odonate	383.4	2.9	-27.3
N55	Référence	Odonate	84.8	3.9	-28.6
N56	Référence	Odonate	309.2	3	-30.2
N59	Référence	Odonate	367.7	2.6	-30.5
N63	Référence	Odonate	285.8	2.9	-28.1
N70	Référence	Odonate	257.2	4.1	-26.3

N82	Référence	Odonate	123.5	3.1	-27.2
N84	Référence	Odonate	220.3	2.5	-28.5
N88	Référence	Odonate	268	3.1	-31.9
N89	Référence	Odonate	271.7	4.2	-26.6
N107	Référence	Odonate	192.5	3.1	-28.8
P109	Référence	Odonate	185.9	2.2	-29.5

Annexe 4

Tableau des données brutes de la taxonomie et de la biomasse relative du macrozooplankton récolté en 1997 et en 1998 dans les 38 lacs étudiés

NB = nombre d'individus/ 2 mL

POIDS = masse totale estimée de tous les individus appartenant à un taxon donné

% MR = rapport entre le POIDS et la nasse totale estimée de tous les individus de tous les taxa présents dans un échantillon donné

	Juin-97		juil-97		Sept.-97		Juin-98		juil-98		Sept.-98				
	NB	POIDS % M.R.	NB	POIDS % M.R.	NB	POIDS % M.R.	NB	POIDS % M.R.	NB	POIDS % M.R.	NB	POIDS % M.R.			
Lac C2															
DAPHNIA	7	49	3	7	94	658	55	69	483	26	91	17	29	203	25
BOSMINA	28	10	1	132	48	4	14	5	1	0	2	0	82	30	4
HOLOPEDIDIUM	15	150	10	9	90	8	56	560	2060	30	206	55	0	0	0
CALANOIDES	322	644	43	125	250	21	281	562	818	30	409	22	205	410	50
CYCLOPOIDES	87	174	11	30	60	5	29	58	110	3	55	3	37	74	9
COPEPODITES	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	4	12	1	17	51	4	2	6	21	0	7	1	19	57	7
CLADOCERA IMMAT.	2	0	0	11	3	0	6	1	1	0	5	0	11	3	0
EPISCHURA	9	85	6	0	0	0	13	122	19	7	2	1	1	9	1
ASPLANCNA	8	4	0	7	4	0	89	49	3	3	5	0	69	38	5
CHAOBORUS	2	386	25	2	25	2	0	0	64	0	5	2	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lac C9															
DAPHNIA	45	315	30	90	868	53	78	546	1463	42	209	45	134	938	44
BOSMINA	74	27	3	1	90	32	176	63	5	5	13	0	93	33	2
HOLOPEDIDIUM	19	190	18	8	3	30	13	130	830	10	83	26	1	10	0
CALANOIDES	122	244	24	26	212	424	26	253	246	39	123	8	106	212	10
CYCLOPOIDES	77	154	15	11	111	222	14	25	182	4	91	6	95	190	9
COPEPODITES	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
DIAPHANOSOMA	7	21	2	3	10	30	2	1	3	0	0	0	14	42	2
CLADOCERA IMMAT.	2	0	0	0	5	1	0	0	6	0	27	0	29	7	0
EPISCHURA	6	56	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ASPLANCNA	52	29	3	1	13	7	0	4	6	0	10	0	17	9	0
CHAOBORUS	0	0	0	2	1	24	1	0	490	0	3	15	6	708	33
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac C12																		
DAPHNIA	16	112	9	37	259	22	11	77	9	126	882	48	65	455	26	8	56	5
BOSMINA	15	5	0	99	36	3	66	24	3	116	42	2	125	45	3	164	59	5
HOLOPEDIDIUM	2	20	2	46	460	39	49	490	60	10	100	5	106	1060	60	75	750	69
CALANOIDES	455	910	77	126	252	21	1	2	0	261	522	29	62	124	7	23	46	4
CYCLOPOIDES	11	22	2	34	68	6	52	104	13	34	68	4	9	18	1	42	84	8
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
DIAPHANOSOMA	1	3	0	16	48	4	1	3	0	1	3	0	1	3	0	17	51	5
CLADOCERA IMMAT.	0	0	0	7	2	0	1	0	0	38	9	0	0	0	0	2	0	0
EPISCHURA	10	94	8	0	0	0	0	0	0	19	179	10	0	0	0	1	9	1
ASPLANCNA	31	17	1	64	35	3	224	123	15	32	18	1	97	53	3	67	37	3
CHAOBORUS	0	0	0	1	13	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac C23																		
DAPHNIA	24	168	17	44	308	23	28	196	12	54	378	24	82	574	46	311	2177	92
BOSMINA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57	21	1	7	3	0	8	3	0
HOLOPEDIDIUM	1	10	1	2	20	2	4	40	2	10	100	6	0	0	0	0	0	0
CALANOIDES	356	712	71	494	988	74	675	1350	79	404	808	51	290	580	46	60	120	5
CYCLOPOIDES	36	72	7	4	8	1	35	70	4	31	62	4	25	50	4	13	26	1
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	0	0	0	1	3	0	3	9	1	8	24	2	5	15	1	0	0	0
CLADOCERA IMMAT.	4	1	0	0	0	0	6	1	0	4	1	0	0	0	0	20	5	0
EPISCHURA	5	47	5	0	0	0	2	19	1	19	179	11	3	28	2	3	28	1
ASPLANCNA	0	0	0	0	0	0	6	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	1	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	1	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac C24

DAPHNIA	145	1015	47	130	910	20	75	525	33	81	567	33	45	315	22
BOSMINA	34	12	1	33	12	0	84	30	2	163	59	3	42	15	1
HOLOPEDIIUM	20	200	9	242	2420	54	14	140	9	33	330	19	0	0	0
CALANOIDES	57	114	5	53	106	2	264	528	34	178	356	21	192	384	27
CYCLOPOIDES	132	264	12	64	128	3	123	246	16	68	136	8	155	310	21
COPEPODITES	1	1	0	0	0	0	9	12	1	0	0	0	1	1	0
DIAPHANOSOMA	0	0	0	4	12	0	20	60	4	0	0	0	3	9	1
CLADOCERA IMMAT.	10	2	0	6	1	0	11	3	0	4	1	0	0	0	0
EPISCHURA	1	9	0	0	0	0	0	0	0	13	122	7	0	0	0
ASPLANCNA	7	4	0	12	7	0	32	18	1	8	4	0	18	10	1
CHAOBORUS	1	560	26	9	864	19	1	12	1	1	147	9	3	402	28
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac C29

DAPHNIA	144	1008	57	1	7	1	10	70	5	85	595	33	6	28	19
BOSMINA	143	51	3	8	3	0	52	19	1	138	50	3	0	131	4
HOLOPEDIIUM	29	290	16	0	0	0	1	10	1	30	300	17	6	0	0
CALANOIDES	180	360	20	406	812	98	603	1206	84	269	538	30	81	354	67
CYCLOPOIDES	29	58	3	4	8	1	53	106	7	154	308	17	4	31	6
COPEPODITES	10	13	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	0	0	0	0	0	0	7	21	1	1	3	0	2	12	3
CLADOCERA IMMAT.	11	3	0	1	0	0	2	0	0	3	1	0	0	1	0
EPISCHURA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
ASPLANCNA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	1	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac C40

DAPHNIA	66	462	36	25	175	4	20	140	8	141	987	51	8	51	15
BOSMINA	45	16	1	0	0	0	2	1	0	74	27	1	0	26	0

HOLOPEDIIUM	4	40	3	90	900	22	64	640	38	36	360	19	81	810	24	62	260	11
CALANOIDES	132	264	21	138	276	7	205	410	24	87	174	9	223	446	13	461	922	40
CYCLOPOIDES	241	482	38	202	404	10	239	478	28	182	364	19	199	398	12	344	688	30
COPEPODITES	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	24	1
CLADOCERA IMMAT.	8	2	0	10	2	0	0	0	0	11	3	0	0	0	0	2	0	0
EPISCHURA	0	0	0	2	19	0	0	0	0	2	19	1	0	0	0	0	0	0
ASPLANCNA	8	4	0	5	3	0	2	1	0	11	6	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	4	2310	56	2	20	1	0	0	0	2	1417	42	8	56	2
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac C44

DAPHNIA	49	343	27	37	259	19	40	280	21	107	749	48	84	588	25	97	679	31
BOSMINA	24	9	1	70	25	2	13	5	0	235	85	5	4	1	0	53	19	1
HOLOPEDIIUM	22	220	17	40	400	30	3	30	2	24	240	15	87	870	37	68	680	31
CALANOIDES	7	14	1	160	320	24	284	568	43	102	204	13	258	516	22	231	462	21
CYCLOPOIDES	335	670	53	79	158	12	205	410	31	136	272	17	158	316	13	148	296	14
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	0	0	0	0	0	0	1	3	0	1	3	0	6	18	1	5	15	1
CLADOCERA IMMAT.	3	1	0	2	0	0	3	1	0	9	2	0	5	1	0	3	1	0
EPISCHURA	2	19	1	18	169	13	1	9	1	1	9	1	6	56	2	2	19	1
ASPLANCNA	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	1	12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac C48

DAPHNIA			75	525	36	38	266	21	26	182	15	29	203	19	88	616	47
BOSMINA			22	8	1	7	3	0	91	33	3	1	0	0	67	24	2
HOLOPEDIIUM			3	30	2	0	0	0	24	240	20	0	0	0	0	0	0
CALANOIDES			408	816	55	389	778	61	236	472	39	373	746	71	148	296	23

CYCLOPOIDES	35	70	5	95	190	15	105	210	18	22	44	4	182	364	28
COPEPODITES	0	0	0	2	3	0	4	5	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	2	6	0	7	21	2	0	0	0	3	9	1	2	6	0
CLADOCERA IMMAT.	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	1	0
EPISCHURA	2	19	1	2	19	1	6	56	5	5	47	4	0	0	0
ASPLANCNA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac FP2

DAPHNIA	122	854	47	302	2114	68	62	434	24	50	350	22	20	140	8	129	903	54
BOSMINA	17	6	0	5	2	0	23	8	0	97	35	2	0	0	0	45	16	1
HOLOPEDIDIUM	48	480	26	13	130	4	6	60	3	32	320	20	72	720	41	29	290	17
CALANOIDES	136	272	15	238	476	15	536	1072	60	306	612	39	234	468	26	190	380	23
CYCLOPOIDES	82	164	9	83	166	5	45	90	5	104	208	13	29	58	3	35	70	4
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	4	5	0	0	0	0	0	0	0	3	4	0
DIAPHANOSOMA	3	9	0	11	33	1	26	78	4	0	0	0	119	357	20	4	12	1
CLADOCERA IMMAT.	7	2	0	2	0	0	9	2	0	6	1	0	0	0	0	6	1	0
EPISCHURA	5	47	3	0	0	0	0	0	0	2	19	1	0	0	0	0	0	0
ASPLANCNA	0	0	0	4	2	0	14	8	0	53	29	2	1	1	0	1	1	0
CHAOBORUS	0	0	0	8	200	6	1	40	2	0	0	0	2	30	2	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac FP15

DAPHNIA	22	154	15	56	392	22	65	455	25	24	168	9	177	1239	55	72	504	40
BOSMINA	60	22	2	18	6	0	271	98	5	184	66	4	107	39	2	111	40	3
HOLOPEDIDIUM	15	150	14	86	860	48	5	50	3	17	170	10	15	150	7	36	360	28
CALANOIDES	143	286	27	170	340	19	377	754	42	455	910	51	341	682	30	133	266	21
CYCLOPOIDES	182	364	34	66	132	7	134	268	15	185	370	21	40	80	4	44	88	7
COPEPODITES	9	12	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

DIAPHANOSOMA	0	0	1	3	0	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CLADOCERA IMMAT.	1	0	10	2	0	3	1	0	2	0	0	3	1	0	0	3	1	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
EPI SCHURA	6	56	5	0	0	0	0	0	9	85	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ASPLANCNA	24	13	1	2	1	0	18	10	1	14	8	0	30	17	0	30	17	1	25	14	1	25	14	1	1	1	1
CHAOBORUS	0	0	0	5	60	3	1	170	9	0	0	0	3	40	0	3	40	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac FP24

DAPHNIA	13	91	5	89	623	29	80	560	23	57	399	21	57	399	21	57	399	21	31	217	8	31	217	8	31	217	8	
BOSMINA	96	35	2	40	14	1	33	12	0	5	2	0	5	2	0	5	2	0	10	4	0	10	4	0	10	4	0	
HOLOPEDIIUM	84	840	42	15	150	7	1	10	0	1	10	1	1	10	1	1	10	1	30	300	11	30	300	11	30	300	11	
CALANOIDES	249	498	25	464	928	43	709	1418	57	581	1162	61	581	1162	61	581	1162	61	391	782	29	391	782	29	391	782	29	
CYCLOPOIDES	234	468	24	199	398	19	192	384	15	129	258	14	129	258	14	129	258	14	390	780	29	390	780	29	390	780	29	
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	34	1	26	34	1	26	34	1	
DIAPHANOSOMA	0	0	0	3	9	0	34	102	4	1	3	0	1	3	0	1	3	0	12	36	1	12	36	1	12	36	1	
CLADOCERA IMMAT.	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	2	0	0	
EPI SCHURA	1	9	0	1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ASPLANCNA	70	39	2	3	2	0	0	0	0	2	1	0	2	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	70	4	2	70	4	2	70	4	2	550	20	4	2	550	20	4	2	550
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Lac FP27

DAPHNIA	25	175	11	28	196	17	44	308	27	25	175	9	193	1351	49	112	784	50	49	112	784	50	49	112	784	50		
BOSMINA	53	19	1	68	24	2	110	40	3	39	14	1	93	33	1	37	13	1	37	13	1	37	13	1	37	13	1	
HOLOPEDIIUM	1	10	1	1	10	1	10	100	9	30	300	16	10	100	4	2	20	1	4	2	20	1	4	2	20	1	4	
CALANOIDES	145	290	19	356	712	60	224	448	39	196	392	21	215	430	16	56	112	7	16	56	112	7	16	56	112	7	16	
CYCLOPOIDES	520	1040	68	103	206	17	127	254	22	412	824	44	405	810	29	291	582	37	29	291	582	37	29	291	582	37	29	
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	
DIAPHANOSOMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	0	1	6	0	1	6	0	
CLADOCERA IMMAT.	6	1	0	1	0	0	3	1	0	3	1	0	4	1	0	4	2	0	0	7	2	0	7	2	0	7	2	0

EPISCHURA	0	0	28	2	0	0	0	0	0	0	6	56	3	2	19	1	2	19	1
ASPLANCNA	2	1	1	0	2	1	0	192	106	6	13	7	0	0	43	0	0	24	2
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac FP30

DAPHNIA	72	504	1645	63	47	329	24	121	847	49	88	616	23	4	28	4	28	2	2
BOSMINA	178	64	21	1	10	4	0	16	6	0	53	19	1	162	58	1	58	4	4
HOLOPEDIDIUM	42	420	70	3	4	40	3	12	120	7	124	1240	46	114	1140	46	1140	68	68
CALANOIDES	107	214	528	20	295	590	44	168	336	19	308	616	23	171	342	23	171	21	21
CYCLOPOIDES	202	404	336	13	176	352	26	196	392	23	69	138	5	40	80	5	40	5	5
COPEPODITES	14	18	0	0	5	7	0	6	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CLADOCERA IMMAT.	6	1	1	0	3	1	0	11	3	0	35	8	0	0	0	0	0	0	0
EPISCHURA	1	9	9	0	0	0	0	1	9	1	0	0	0	1	9	0	1	9	1
ASPLANCNA	11	6	1	0	1	1	0	10	6	0	1	1	0	12	7	0	12	7	0
CHAOBORUS	0	0	60	2	1	30	2	0	0	0	1	60	2	0	0	2	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac FP31

DAPHNIA	18	126	665	43	112	784	57	81	567	32	62	434	31	182	1274	31	182	66	66
BOSMINA	4	1	2	0	2	1	0	5	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
HOLOPEDIDIUM	9	90	220	14	1	10	1	11	110	6	2	20	1	8	80	1	8	4	4
CALANOIDES	79	158	174	11	83	166	12	269	538	30	266	532	38	107	214	38	107	11	11
CYCLOPOIDES	300	600	446	29	206	412	30	161	322	18	162	324	23	156	312	23	156	16	16
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	39	51	0	39	3	3
DIAPHANOSOMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6	0	2	0	0
CLADOCERA IMMAT.	1	0	0	0	5	1	0	15	3	0	0	0	0	5	1	0	5	0	0
EPISCHURA	7	66	19	1	0	0	0	25	235	13	11	103	7	0	0	7	0	0	0
ASPLANCNA	7	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N35																		
DAPHNIA	34	238	24	13	91	7	22	154	8	1841	56	42	294	21	15	37	259	16
BOSMINA	191	69	7	40	14	1	74	27	1	4	0	16	6	0	11	197	71	4
HOLOPEDIDIUM	39	390	39	37	370	30	63	630	31	550	17	35	350	25	57	50	500	30
CALANOIDS	82	164	16	272	544	44	436	872	43	576	17	258	516	36	343	281	562	34
CYCLOPOIDES	46	92	9	29	58	5	11	22	1	214	6	92	184	13	172	25	50	3
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	1	0	0	0	27	0	0	0
DIAPHANOSOMA	2	6	1	46	138	11	104	312	15	3	0	9	27	2	35	66	198	12
CLADOCERA IMMAT.	2	0	0	0	0	0	4	1	0	107	0	0	0	0	0	1	0	0
EPISCHURA	5	47	5	0	0	0	0	0	0	214	0	0	0	0	0	0	0	0
ASPLANCNA	1	1	0	19	10	1	37	20	1	21	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	1	10	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N43																		
DAPHNIA	87	609	26	54	378	24	35	245	18	263	1841	56	42	294	21	15	105	5
BOSMINA	71	26	1	21	8	0	2	1	0	11	4	0	16	6	0	11	4	0
HOLOPEDIDIUM	101	1010	43	26	260	17	16	160	12	55	550	17	35	350	25	57	570	29
CALANOIDS	218	436	19	355	710	46	257	514	38	288	576	17	258	516	36	343	686	35
CYCLOPOIDES	124	248	11	15	30	2	165	330	25	107	214	6	92	184	13	172	344	17
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	21	1	0	0	0	27	35	2
DIAPHANOSOMA	2	6	0	12	36	2	28	84	6	1	3	0	9	27	2	35	105	5
CLADOCERA IMMAT.	2	0	0	3	1	0	0	0	0	42	10	0	0	0	0	0	0	0
EPISCHURA	0	0	0	2	19	1	0	0	0	10	94	3	0	0	0	4	38	2
ASPLANCNA	2	1	0	1	1	0	0	0	0	3	2	0	1	1	0	165	91	5
CHAOBORUS	0	0	0	7	91	6	1	10	1	0	0	0	3	40	3	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	1	12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N55																		
DAPHNIA	134	938	8	80	560	42	49	343	4	243	1701	49	90	630	30	104	728	43

BOSMINA	89	32	5	50	18	1	165	59	14	52	19	1	8	3	0	167	60	4
HOLOPEDIDIUM	47	470	3	41	410	31	16	160	1	121	1210	35	109	1090	52	38	380	23
CALANOIDES	86	172	5	95	190	14	135	270	12	179	358	10	36	72	3	130	260	15
CYCLOPOIDES	52	104	3	17	34	3	72	144	6	29	58	2	73	146	7	60	120	7
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	3	0	4	5	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	3	9	0	5	15	1	25	75	2	0	0	0	22	66	3	13	39	2
CLADOCERA IMMAT.	4	1	0	3	1	0	11	3	1	26	6	0	4	1	0	3	1	0
EPISCHURA	5	47	0	1	9	1	9	85	1	0	0	0	1	9	0	9	85	5
ASPLANCNA	6	3	0	141	78	6	1	1	0	8	4	0	52	29	1	16	9	1
CHAOBORUS	0	0	0	2	26	2	0	0	0	0	0	0	1	13	1	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	96	3	2	24	1	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N56

DAPHNIA	75	525	24	7	49	4	6	42	4	34	238	5	122	854	21	5	35	2
BOSMINA	18	6	0	29	10	1	14	5	1	8	3	0	0	0	0	60	22	1
HOLOPEDIDIUM	108	1080	50	9	90	7	17	170	18	423	4230	84	35	350	8	6	60	4
CALANOIDES	212	424	19	477	954	77	321	642	67	155	310	6	907	1814	44	471	942	62
CYCLOPOIDES	44	88	4	2	4	0	37	74	8	35	70	1	135	270	6	144	288	19
COPEPODITES	5	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	1	3	0	26	78	6	7	21	2	0	0	0	169	507	12	8	24	2
CLADOCERA IMMAT.	2	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	7	2	0	1	0	0
EPISCHURA	5	47	2	6	56	5	0	0	0	18	169	3	2	19	0	15	141	9
ASPLANCNA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	345	8	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N59

DAPHNIA	188	1316	0	2	14	5	70	490	39	68	476	23	123	861	45	12	84	8
BOSMINA	32	12	57	34	12	4	13	5	0	3	1	0	3	1	0	6	2	0
HOLOPEDIDIUM	25	250	1	0	0	0	11	110	9	27	270	13	35	350	18	0	0	0

CALANOIDES	169	338	11	9	18	6	259	518	41	596	1192	58	243	486	26	477	954	86
CYCLOPOIDES	187	374	15	1	2	1	23	46	4	27	54	3	37	74	4	17	34	3
COPEPODITES	2	3	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
DIAPHANOSOMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	18	2
CLADOCERA IMMAT.	9	2	0	0	0	0	0	0	0	7	2	0	11	3	0	0	0	0
EPISCHURA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	47	2	13	122	6	0	0	0
ASPLANCNA	11	6	0	447	246	81	33	18	1	0	0	0	0	0	0	13	7	1
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	1	77	6	2	30	1	0	0	0	1	13	1
LEPTODORA	0	0	0	1	12	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N63

DAPHNIA	0	0	0	26	182	0	29	203	14	66	462	24	31	217	14	3	21	2
BOSMINA	33	12	1	0	0	16	38	14	1	39	14	1	11	4	0	81	29	2
HOLOPEDIIUM	58	580	40	2	20	0	4	40	3	65	650	34	5	50	3	2	20	2
CALANOIDES	404	808	55	245	490	2	579	1158	79	260	520	28	479	958	63	541	1082	86
CYCLOPOIDES	29	58	4	92	184	44	15	30	2	87	174	9	26	52	3	47	94	7
COPEPODITES	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	2	6	0	54	162	0	9	27	2	3	9	0	58	174	12	6	18	1
CLADOCERA IMMAT.	1	0	0	1	0	15	2	0	0	11	3	0	0	0	0	1	0	0
EPISCHURA	0	0	0	8	75	0	0	0	0	6	56	3	6	56	4	0	0	0
ASPLANCNA	1	1	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N70

DAPHNIA	45	315	31	43	301	32	0	0	0	23	161	19	46	322	13	18	126	10
BOSMINA	36	13	1	10	4	0	1	0	0	211	76	9	5	2	0	153	55	4
HOLOPEDIIUM	3	30	3	2	20	2	6	60	7	12	120	14	1	10	0	46	460	37
CALANOIDES	147	294	29	191	382	41	264	528	59	133	266	32	706	1412	59	178	356	29
CYCLOPOIDES	163	326	32	73	146	16	103	206	23	73	146	17	266	532	22	100	200	16

COPEPODITES	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0		
DIAPHANOSOMA	3	9	1	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0		
CLADOCERA IMMAT.	2	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	8	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
EPISCHURA	0	0	0	1	9	1	0	0	47	5	0	6	6	56	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0		
ASPLANCNA	73	40	4	77	42	5	174	96	22	11	40	3	70	39	2	58	2	2	13	1	0	0	0	3		
CHAOBORUS	0	0	0	2	26	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Lac N82																										
DAPHNIA			18	19	133	10	39	273	17	78	546	8	21	147	7	21	8	21	8	21	147	7	21	8	21	
BOSMINA			1	42	15	1	147	53	3	369	133	2	24	9	0	24	2	24	2	24	9	0	24	2	24	
HOLOPEDIUM			29	24	240	19	14	140	9	3	30	0	44	440	22	44	0	44	0	44	440	22	44	0	44	
CALANOIDES			22	321	642	50	174	348	22	1678	3356	49	313	626	32	313	49	313	49	313	626	32	313	49	313	
CYCLOPOIDES			20	98	196	15	277	554	35	1259	2518	37	334	668	34	334	37	334	37	334	668	34	334	37	334	
COPEPODITES			0	0	0	0	1	1	0	7	9	0	4	5	0	4	0	4	0	4	5	0	4	0	4	
DIAPHANOSOMA			1	6	18	1	3	9	1	62	186	3	7	21	1	7	3	7	3	7	21	1	7	3	7	
CLADOCERA IMMAT.			0	1	0	0	1	0	0	4	1	0	2	0	0	2	0	2	0	2	0	0	2	0	0	
EPISCHURA			6	4	38	3	0	0	0	8	75	1	5	47	2	5	1	5	1	5	47	2	5	1	5	
ASPLANCNA			0	3	2	0	343	189	12	4	2	0	28	15	1	28	0	28	0	28	15	1	28	0	15	
CHAOBORUS			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LEPTODORA			2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
POLYPHEMUS			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lac N84																										
DAPHNIA	108	756	32	19	133	4	7	49	5	26	182	11	104	728	31	100	700	47	31	100	700	47	31	100	700	
BOSMINA	0	0	0	20	7	0	319	115	11	61	22	1	36	13	1	46	17	1	1	46	17	1	46	17	1	
HOLOPEDIUM	48	480	20	102	1020	32	25	250	23	26	260	16	46	460	20	15	150	10	20	15	150	10	20	15	150	
CALANOIDES	77	154	7	117	234	7	122	244	23	329	658	41	436	872	38	258	516	34	38	258	516	34	38	258	516	
CYCLOPOIDES	181	362	15	55	110	3	59	118	11	121	242	15	71	142	6	44	88	6	6	44	88	6	44	88	6	
COPEPODITES	0	0	0	2	3	0	1	1	0	1	1	0	2	3	0	2	3	0	0	2	3	0	2	3	0	

DIAPHANOSOMA	0	0	0	0	33	3	0	0	0	13	39	2	2	6	0
CLADOCERA IMM.	5	1	0	0	0	0	0	0	0	9	2	0	10	2	0
EPISCHURA	0	0	0	0	0	0	11	103	6	3	28	1	2	19	1
ASPLANCNA	0	0	0	82	45	1	453	249	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	2	601	26	3	1590	50	0	0	8	2	26	1	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	1	12	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N88

DAPHNIA	224	1568	73	89	623	40	130	910	43	19	133	11	17	119	16	19	133	13
BOSMINA	103	37	2	58	21	1	122	44	2	48	17	1	121	44	6	24	9	1
HOLOPEDIIUM	4	40	2	2	20	1	6	60	3	36	360	30	5	50	7	0	0	0
CALANOIDES	167	334	16	197	394	25	367	734	35	230	460	39	256	512	67	407	814	79
CYCLOPOIDES	81	162	8	148	296	19	107	214	10	58	116	10	8	16	2	29	58	6
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	3	9	0	42	126	8	5	15	1	2	6	1	9	27	4	4	12	1
CLADOCERA IMMAT.	5	1	0	0	0	0	8	2	0	4	1	0	0	0	0	3	1	0
EPISCHURA	0	0	0	8	75	5	14	132	6	7	66	6	0	0	0	0	0	0
ASPLANCNA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	24	2	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N89

DAPHNIA	74	518	36	46	322	25	79	553	36	28	196	8	138	966	44	28	196	8
BOSMINA	111	40	3	22	8	1	66	24	2	27	10	0	241	87	4	208	75	3
HOLOPEDIIUM	53	530	36	15	150	12	35	350	23	152	1520	66	23	230	10	146	1460	60
CALANOIDES	91	182	13	165	330	26	182	364	24	105	210	9	226	452	21	203	406	17
CYCLOPOIDES	90	180	12	200	400	31	85	170	11	165	330	14	208	416	19	106	212	9
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	1	3	0	21	63	5	7	21	1	2	6	0	0	0	0	11	33	1

CLADOCERA IMMAT.	2	0	0	0	0	0	11	3	0	18	4	0	0	9	2	0	2	0	0
EPI SCHURA	0	0	0	0	0	0	3	28	2	2	19	1	1	3	28	1	3	28	1
ASPLANCNA	3	2	0	9	5	0	4	2	0	3	2	0	0	2	1	0	5	3	0
CHA OBORUS	0	0	0	1	13	1	2	26	2	1	13	1	1	1	13	1	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N106

DAPHNIA	35	245	29	53	371	23	153	1071	42	85	595	25	46	322	13	170	1190	42	0
BOSMINA	106	38	4	5	2	0	54	19	1	79	28	1	9	3	0	13	5	0	0
HOLOPEDIIUM	3	30	4	0	0	0	2	20	1	37	370	15	5	50	2	30	300	11	0
CALANOIDES	112	224	26	364	728	45	432	864	34	359	718	30	543	1086	42	348	696	25	0
CYCLOPOIDES	142	284	33	186	372	23	220	440	17	336	672	28	388	776	30	299	598	21	0
COPEPODITES	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	9	0	0
DIAPHANOSOMA	11	33	4	21	63	4	17	51	2	2	6	0	92	276	11	2	6	0	0
CLADOCERA IMMAT.	0	0	0	5	1	0	9	2	0	3	1	0	3	1	0	2	0	0	0
EPI SCHURA	0	0	0	8	75	5	8	75	3	0	0	0	4	38	1	1	9	0	0
ASPLANCNA	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHA OBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N107

DAPHNIA	44	308	16	51	357	24	69	483	20	188	1316	5	40	280	18	7	49	4	0
BOSMINA	36	13	1	73	26	2	329	118	5	23	8	1	39	14	1	98	35	3	0
HOLOPEDIIUM	84	840	44	2	20	1	55	550	23	33	330	1	53	530	34	43	430	34	0
CALANOIDES	127	254	13	378	756	50	352	704	30	199	398	5	223	446	29	174	348	27	0
CYCLOPOIDES	74	148	8	153	306	20	192	384	16	135	270	3	72	144	9	166	332	26	0
COPEPODITES	8	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	26	2	0
DIAPHANOSOMA	0	0	0	8	24	2	17	51	2	1	3	0	3	9	1	4	12	1	0
CLADOCERA IMMAT.	2	0	0	0	0	0	4	1	0	10	2	0	0	0	0	3	1	0	0
EPI SCHURA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	19	1	0	0	0	0

ASPLANCNA	53	29	2	13	7	0	40	22	1	8	4	0	156	86	6	72	40	3
CHAOBORUS	2	290	15	1	10	1	1	60	3	3	1680	0	1	10	1	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N120

DAPHNIA	32	224	23	44	308	18	197	1379	59	229	1603	67	60	420	31	6	42	2
BOSMINA	108	39	4	6	2	0	10	4	0	23	8	0	1	0	0	133	48	2
HOLOPEDIUM	6	60	6	0	0	0	0	0	0	5	50	2	0	0	0	215	2150	87
CALANOIDES	217	434	45	471	942	56	299	598	26	169	338	14	202	404	30	71	142	6
CYCLOPOIDES	101	202	21	193	386	23	132	264	11	112	224	9	130	260	19	20	40	2
COPEPODITES	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
DIAPHANOSOMA	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0
CLADOCERA IMMAT.	3	1	0	4	1	0	11	3	0	69	16	1	3	1	0	0	0	0
EPISCHURA	0	0	0	3	28	2	8	75	3	16	150	6	27	254	19	4	38	2
ASPLANCNA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHAOBORUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	1	0	0	0
LEPTODORA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLYPHEMUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lac N122

DAPHNIA	36	252	23	88	616	42	36	252	23	32	224	4	34	238	26	40	280	27
BOSMINA	1	0	0	54	19	1	1	0	0	4	1	0	62	22	2	95	34	3
HOLOPEDIUM	14	140	13	4	40	3	14	140	13	228	2280	43	5	50	5	27	270	27
CALANOIDES	54	108	10	179	358	24	54	108	10	280	560	11	210	420	46	94	188	18
CYCLOPOIDES	211	422	38	74	148	10	211	422	38	117	234	4	52	104	11	109	218	21
COPEPODITES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
DIAPHANOSOMA	24	72	7	73	219	15	24	72	7	4	12	0	21	63	7	1	3	0
CLADOCERA IMMAT.	4	1	0	2	0	0	4	1	0	7	2	0	0	0	0	5	1	0
EPISCHURA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	47	1	0	0	0	0	0	0
ASPLANCNA	76	42	4	10	6	0	76	42	4	53	29	1	29	16	2	41	23	2
CHAOBORUS	1	60	5	7	56	4	1	60	5	6	1900	36	0	0	0	0	0	0

