

Université de Montréal

Impact des feux de forêt et de la coupe forestière sur la contamination du
zooplancton en méthyl mercure

par

Edenise Garcia

Département de sciences biologiques

Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

en vue de l'obtention du grade de

Maître ès sciences (M. Sc.)

en sciences biologiques

Août, 1997

© Edenise Garcia, 1997



QH

302

054

1998

V.005

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Impact des feux de forêt et de la coupe forestière sur la contamination du
zooplancton en méthyl mercure

présenté par

Edenise Garcia

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Président-rapporteur : Bernadette Pinel-Alloul

Directeur de recherche : Richard Carignan

Codirecteur de recherche : Daniel Cossa

Membre : Alfonso Mucci

Mémoire accepté le :7 novembre 1997.....

Sommaire

Cette étude s'intègre au cadre du Réseau des centres d'excellence sur la gestion durable des forêts, dont l'objectif principal est de développer des modèles de gestion tenant compte à la fois des valeurs économiques, écologiques et sociales de la forêt. Au Canada, des milliers de kilomètres carrés de forêt boréale sont annuellement touchés par les feux de forêt et par la coupe forestière. Cependant, les effets sur l'environnement de ces deux perturbations ne sont pas complètement connus. Un des objectifs principaux du Centre est le développement de pratiques de gestion des ressources forestières inspirées de régimes de perturbations naturelles (feux, épidémies, chablis). L'atteinte de cet objectif demande une bonne connaissance des différents impacts des perturbations d'origine naturelle et anthropique sur le milieu terrestre ainsi que sur la qualité de l'eau des lacs de la forêt boréale. Dans cette étude, plus spécifiquement, notre but est d'évaluer l'impact de la coupe forestière et des feux de forêt sur la contamination du zooplancton par le méthyl mercure (MeHg), qui est la forme la plus toxique du mercure et aussi la plus susceptible à la bioamplification dans le réseau trophique.

Le premier chapitre de ce mémoire résume l'état de nos connaissances sur les conséquences de la coupe forestière et des feux de forêt sur les écosystèmes

aquatiques. Nous présentons les effets possibles de ces deux types de perturbations sur le sol des bassins versants ainsi que sur le cycle biogéochimique du mercure. Nous discutons aussi les facteurs influençant le transfert du mercure vers le milieu lacustre et l'assimilation de ce métal, sous sa forme méthylée, par les organismes aquatiques.

Dans le deuxième chapitre nous présentons une étude des relations entre la contamination en MeHg du zooplancton et les perturbations du bassin versant de 38 lacs de la région de la Haute Mauricie, au Québec. Ces lacs sont divisés en trois traitements, selon la présence et le type de perturbation de leurs bassins versants, soient 9 lacs dont les bassins versants ont subi des coupes en 1995, 9 lacs dont les bassins versants ont été brûlés en 1995 et 20 lacs de référence. Nos résultats montrent que les teneurs en MeHg du zooplancton des lacs coupés sont significativement plus élevées que celles des lacs de référence ou brûlés. Cependant, nous n'avons pas observé aucune différence significative entre ces deux derniers types de lac. D'autre part, les tendances du MeHg suivent celles du carbone organique dissous (COD), considéré ici comme un indicateur de l'apport de matière organique d'origine terrestre vers les lacs. Les modèles de prédiction du MeHg dans le zooplancton élaborés pour chaque traitement, ainsi que pour l'ensemble des lacs, ne présentent qu'une seule variable prédictrice commune : le COD. Les résultats indiquent donc que le transfert du mercure du bassin versant est associé à celui du COD, et que leur exportation vers les lacs serait accentuée par la coupe forestière. D'autres facteurs influençant la méthylation du mercure

(pH, température) ainsi que la localisation géographique des lacs étudiés pourraient cependant contribuer aussi à expliquer la variation de la teneur en MeHg dans le zooplancton des trois catégories de lacs.

Mots-clés : mercure, méthyl mercure, zooplancton, coupe forestière, feux de forêt, contamination

Table des matières

Sommaire.....	I
Table des matières.....	IV
Liste des tableaux.....	VII
Liste des figures.....	VIII
Liste des annexes.....	IX
Dédicace.....	X
Remerciements.....	XI
Chapitre 1. Introduction générale.....	1
1.1 Problématique.....	2
1.2 Les perturbations des bassins versants.....	3
1.3 Présence du mercure dans le sol des bassins versants et son exportation vers les lacs.....	6
1.4 Le mercure dans le milieu aquatique : spéciation et cycle.....	8
1.5 Le mercure dans les organismes aquatiques.....	14
1.6 Objectifs et hypothèses de recherche.....	16
Chapitre 2. Impact of wildfire and clear-cutting on methylmercury in zooplankton.....	19
Abstract.....	21

Résumé.....	22
Introduction.....	23
Study site.....	25
Methods.....	28
Water chemistry.....	28
Morphometry.....	30
Zooplankton collection.....	30
MeHg analysis.....	31
Statistical analyses.....	32
Results.....	33
Environmental factors.....	33
MeHg in zooplankton.....	36
Influence of taxonomic composition.....	37
Discussion.....	41
MeHg in zooplankton.....	41
Influence of taxonomic composition on MeHg levels in zooplankton.....	45
Seasonal variations.....	47
Acknowledgments.....	49
References.....	50
Conclusions générales.....	61

Références bibliographiques.....	65
----------------------------------	----

Liste des tableaux

Chapitre 2. Impact of wildfire and clear-cutting on methylmercury in zooplankton

Table 1. Chemical and morphometric characteristics of the study lakes and of their catchments (N = number of observations for the three sampling periods ; Med = median).....29

Table 2. Pearson correlation coefficients observed between MeHg in zooplankton and environmental and biological characteristics of the study lakes and watersheds.....38

Table 3. Multiple regression models found for burned (N = 9), logged (N = 9) and reference lakes (N = 20), and for all lakes (N = 38).....39

Table 4. Relative biomass (%) of zooplankton feeding groups by treatment (reference, logged and burned lakes) and by period (June, July and September 1996).....40

Liste des figures

Chapitre 1. Introduction générale

Figure 1. Cycle biogéochimique du mercure dans le milieu aquatique.

Modifié d'après Hudson *et al.* (1994)..... 10

Chapitre 2. Impact of wildfire and clear-cutting on methylmercury in zooplankton

Figure 1. Location of the study lakes.....26

Figure 2. (a) Mean DOC in water and (b) MeHg levels in zooplankton from logged (N = 9), burned (N = 9) and reference lakes (N =20). Values represent averages for each sampling period. Error bars represent ± 1 SE.....34

Liste des annexes

- Annexe 1 - Teneurs en MeHg (ng.g^{-1} poids sec) dans le zooplancton des 38 lacs, pour les trois périodes d'échantillonnage. Les valeurs correspondent à la moyenne de deux analyses faites à partir d'une seule digestion de chaque échantillon.....77
- Annexe 2 - Récupération du MeHg dans le matériel certifié - DORM 1 - chien de mer (NRCC). Valeur attendue = $0,731 + 0.060 \text{ mg.kg}^{-1}$. N = 25.....79
- Annexe 3 - Biomasse relative des différents taxa du zooplancton des lacs échantillonnés. *C* et *F* = lacs dont le bassin versant a été coupé et brûlé, respectivement ; *N* ou *P* = lacs de référence.....81
- Annexe 4 - Valeurs de : carbone organique dissous (COD), sulfate, chlorophylle *a* (chlor *a*), phosphore total, nitrate, pH et alcalinité de l'eau des 38 lacs étudiés pour les trois périodes d'échantillonnage. Les valeurs correspondent à la moyenne de deux répliqués.....86

À mes parents, Laura et José,
et à Hércules

Remerciements

Je remercie tout d'abord mon directeur de recherche, Richard Carignan, pour m'avoir fourni toute l'aide, matérielle et intellectuelle, nécessaire à la réalisation de ce projet. Sa vision globale et compétente des problèmes environnementaux m'a beaucoup enrichi sur le plan scientifique. Sur le plan personnel, je le remercie de son accueil chaleureux à Montréal, et pour mon 'initiation au Québec'.

Je remercie également toutes les personnes qui m'ont aidé sur le terrain et au laboratoire, particulièrement Pierre D'Arcy et Constance Guignard.

Un gros merci à Ginette Méthot pour les suggestions très pertinentes, et à Chantal Vis, qui m'a transmis de son expertise en matière de rédaction du mémoire.

Je remercie les membres de mon comité-conseil, Bernadette Pinel-Alloul, Daniel Cossa et Alfonso Mucci, dont les suggestions techniques m'ont aidé à diriger mon travail.

Je remercie également le professeur Pierre Jolicoeur, qui m'a fait profiter de sa grande connaissance de la biométrie.

Je suis reconnaissante aux professeures Gisela Shimizu et Liliane Forneris, de l'Universidade de São Paulo, au Brésil, ainsi qu'à Geraldo J.G. Eysink, pour leurs encouragements lors de mon départ au Canada.

Merci à Dolors Planas et à Christiane Hudon, qui m'ont fait sentir 'chez-moi'.

Et merci à Hércules, qui a su respecter et encourager mon choix, et qui a été toujours présent, malgré la distance.

Ce projet a été financé par le Réseau de centres d'excellence sur la gestion durable des forêts, et par une bourse d'étude de l'Agence Canadienne de Développement International (ACDI).

Chapitre 1

Introduction générale

1.1 Problématique

Depuis quelques années, plusieurs études montrent une contamination en mercure des poissons des lacs et des réservoirs éloignés des sources ponctuelles de pollution (Bodaly *et al.*, 1993 ; Johnston *et al.*, 1991). Cette constatation suscite beaucoup d'intérêt envers ce métal, d'autant plus qu'il peut être bioamplifié au long du réseau trophique (Ribeyre *et al.*, 1981). En effet, les teneurs rapportées dans la chair de poissons provenant de plusieurs lacs de la forêt boréale dépassent souvent les limites recommandées pour la consommation humaine, $0,5 \text{ mg.g}^{-1}$ de poids humide (Organisation Mondiale de la Santé). Bien que les bassins versants et l'atmosphère soient considérés comme les principales sources de mercure pour le milieu lacustre (Rudd, 1995), les mécanismes impliqués dans le transfert du mercure vers les lacs ne sont pas complètement identifiés ou quantifiés (Hudson *et al.*, 1994).

Dans le milieu terrestre, le mercure se trouve surtout associé à la matière organique du sol (Andersson, 1979 ; Meili, 1991a). Ceci expliquerait pourquoi on signale une corrélation entre l'apport de mercure des bassins versants et les teneurs en substances humiques dans l'eau d'écoulement (Aastrup *et al.*, 1991). Par ailleurs, il est connu que les altérations du couvert forestier, telles que le feu et le déboisement, modifient le transport de matière organique vers les eaux de surface (Brown *et al.*, 1973 ; Keenan et Kimmins, 1993). Par conséquent, ces perturbations pourraient influencer la contamination en mercure des lacs.

1.2 Les perturbations des bassins versants

Le sol des bassins versants constitue une source potentiellement importante de composés organiques et inorganiques vers les lacs. Le milieu terrestre influence de manière considérable les caractéristiques physico-chimiques des lacs et des cours d'eau. Par conséquent, les perturbations du bassin versant peuvent augmenter la mobilisation et l'exportation des substances dissoutes et particulaires vers les lacs, modifiant ainsi la qualité de l'eau. Dans le cadre de ce mémoire, nous définissons « perturbation » comme toute altération du bassin versant entraînant une perte importante du couvert végétal, lequel contribue significativement au maintien des propriétés physiques, chimiques et hydriques du sol. L'étude compare, essentiellement, les effets de deux types de perturbation qui affectent la dynamique de la forêt boréale, soient la coupe forestière et les feux de forêt. La première est le résultat des activités anthropiques, tandis que la deuxième est considérée comme une perturbation surtout naturelle et récurrente.

La production forestière est une activité économique importante au Canada, responsable de la génération, directe ou indirecte, d'environ un million d'emplois. Au Québec en particulier, l'exploitation forestière affecte plus de 3 000 km² annuellement (CRFQ, 1995). Les feux de forêt touchent aussi plusieurs milliers de km² de forêt résineuse. En 1995 seulement, les feux de l'Abitibi-Lac Saint-Jean et ceux de la Gaspésie et de la Haute Mauricie ont affecté plus de 1600 km² de forêt et environ 300 lacs (CRFQ, 1995).

La coupe forestière et le feu peuvent modifier considérablement le bilan hydrique des bassins versants (Plamondon, 1996 ; Robitaille, 1996). À l'échelle microclimatique, la perte du couvert végétal altère la radiation, la température, l'interception des précipitations et l'évapotranspiration (Keenan et Kimmins, 1993). La réduction de l'évapotranspiration, en particulier, permet la rétention d'une plus grande quantité de l'eau dans le sol et peut résulter en une remontée de la nappe phréatique (Plamondon, 1996). De cette façon, l'écoulement de surface et le lessivage tendent à augmenter, ce qui accentue l'exportation de matériel dissous et particulaire vers les lacs (Schindler *et al.*, 1980). De plus, la perte du couvert végétal rend le sol plus susceptible à l'érosion (Scott et van Wick, 1992). Ce transport de matériel est contrôlé par le régime pluvial, ainsi que par la fonte printanière, car, dans la forêt boréale, la neige est un élément important du cycle hydrologique (Plamondon, 1996).

Quoique semblables par rapport aux altérations du bilan hydrique des bassins versants, les effets de la coupe et du feu diffèrent en ce qui concerne la transformation et la mobilisation des éléments organiques ou inorganiques du sol. Selon l'intensité de la chaleur dégagée, le feu peut altérer à des degrés divers les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol (Robitaille, 1996). Les feux de haute intensité, en particulier, entraînent une perte importante de matière organique, ainsi que l'exposition du sol minéral. De plus, le feu mobilise rapidement les éléments nutritifs associés à la végétation et à la couche organique du sol (McColl et Grigal, 1977). Certains éléments, dont l'azote et le soufre, sont

partiellement perdus par volatilisation (Lewis, 1974). Le restant est retenu dans le sol minéral (McColl et Grigal, 1977) ou peut être emporté par ruissellement ou lessivage (Lewis, 1974). Parmi les substances exportées vers les lacs, les plus abondantes sont le nitrate, le phosphore et le potassium (Bayley *et al.*, 1992 ; Schindler *et al.*, 1980).

Contrairement au feu, la coupe n'entraîne généralement pas une perte importante de matière organique dans les sols ; de plus, les pertes par volatilisation sont absentes. Bormann et Likens (1979) rapportent des concentrations élevées de NO_3^- , K^+ , Ca^{2+} , Al^{3+} , H^+ , Mg^{2+} , Na^+ et Cl^- dans l'eau de drainage d'un bassin coupé relativement à un bassin versant non perturbé. Jewett *et al.* (1995) notent aussi des teneurs élevées de NO_3^- , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et de P dans l'eau d'écoulement d'une aire de drainage déboisée. De plus, l'exposition de la couche organique à la suite de la coupe facilite l'apport direct du carbone organique dissous (COD) et particulaire vers les lacs (Plamondon, 1996).

Bien que plusieurs études aient examiné les effets des perturbations du bassin versant sur les éléments majeurs du sol (Jewett *et al.*, 1995 ; Bayley *et al.*, 1992 ; Schindler *et al.*, 1980 ; Bormann et Likens, 1979), les effets sur le transport et la concentration des métaux traces restent presque inconnus. Fuller *et al.* (1988) ont trouvé des corrélations significatives entre le transfert du Pb et du Fe, liés à la matière organique du sol, et la mobilisation du COD dans l'eau de drainage d'un bassin versant coupé.

Tel que le Pb et le Fe, le mercure se trouve aussi associé aux substances humiques du sol. Par conséquent, la mobilisation et la réduction de la couche organique engendrées par la coupe forestière et le feu de forêt, respectivement, pourraient jouer un rôle important sur le transport du mercure dans le bassin versant.

1.3 Présence du mercure dans le sol des bassins versants et son exportation vers les lacs

Les bassins versants constituent des réservoirs considérables de mercure par accumulation dans le sol et la végétation (Bishop *et al.*, 1995a; Louchouart *et al.*, 1993). Comme le mercure a une forte affinité pour les composés humiques, c'est dans la couche superficielle du sol que sont observées les concentrations les plus élevées de ce métal (Andersson, 1979). Dans les horizons minéraux, les teneurs en mercure sont généralement plus faibles. L'adsorption du mercure sur les oxyhydroxides de Fe et Mn et sur les argiles est relativement faible comparativement à la complexation et l'adsorption sur la matière organique dissoute et particulaire (Dmytriw *et al.*, 1995 ; Mierle et Ingram, 1991).

Le transport atmosphérique à longue portée représente la voie la plus importante d'apport du mercure dans le sol des bassins versants (Nriagu et Pacyna, 1988 ; Fitzgerald et Clarkson, 1991, Lucotte *et al.*, 1995, St. Louis *et al.*, 1995). Ceci explique en partie pourquoi on trouve parfois des concentrations élevées de mercure dans le poisson des écosystèmes aquatiques éloignés de

toute source ponctuelle de pollution (Bodaly *et al.*, 1993 ; Johnston *et al.*, 1991). Ce transport atmosphérique est possible car le mercure présente des formes volatiles, dont le mercure élémentaire - Hg^0 - est la plus abondante dans l'atmosphère (Stein *et al.*), avec un temps de séjour d'environ un an (Xiao *et al.*, 1991).

Le transfert du mercure déposé dans le sol vers le milieu aquatique est en général un processus lent qui dépend de la mobilité de la matière organique (Aastrup *et al.*, 1991). En effet, des études démontrent une forte corrélation entre les teneurs en MeHg et en mercure total, et le COD ou la couleur des eaux lacustres, laquelle reflète la concentration d'acides humiques et fulviques dans les milieux oligotrophes (Mierle et Ingram, 1991 ; Meili, 1991a). La teneur en matière organique dans l'eau d'écoulement, quant à elle, résulte des processus biologiques, géochimiques et hydrologiques (Cronan et Aiken, 1985 ; Schiff *et al.* 1997). Parmi les facteurs déterminants de ces processus, on retrouve les variations saisonnières de l'apport de matériel humique vers les lacs, ainsi que les caractéristiques physiographiques des bassins versants, tels que le rapport entre l'aire de drainage et l'aire du lac - AD/AL, la présence et le type de végétation, la nature et le type de dépôt meuble, la profondeur de la nappe phréatique.

Chaque saison contribue d'une façon particulière à la mobilisation du mercure du milieu terrestre. En été, l'augmentation de l'activité microbienne du sol accélère la dégradation de la matière organique et produit des composés organiques mobiles (Cronan et Aiken, 1985). En automne, le mercure accumulé

dans les feuilles est transféré à la litière du sol (Lindberg, 1995). De plus, le ruissellement accru de l'eau pendant la période de fonte nivale, au printemps, contribue à augmenter l'exportation du mercure vers les lacs (Bishop *et al.*, 1995b).

En ce qui concerne la morphométrie des bassins versants, des études en Suède (Lee et Iverfeldt, 1991) et aux États Unis (Swain *et al.*, 1992) indiquent une corrélation positive entre AD/AL et les concentrations de mercure dans l'eau des lacs et chez les poissons. Une corrélation similaire a été observée entre AD/AL et la teneur en méthyl mercure du zooplancton (Westcott et Kalff, 1996).

La quantité de matière organique exportée vers les lacs est aussi influencée par le type de couverture végétale du bassin versant. Cronan et Aiken (1985) signalent que la teneur en carbone organique dissous libéré par les couches superficielles du sol d'une forêt de conifères est plus élevée que celle du sol d'une forêt de feuillus.

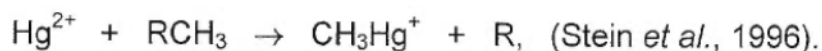
1.4 Le mercure dans le milieu aquatique : spéciation et cycle

Dans le milieu aquatique, le mercure se présente essentiellement sous trois formes : élémentaire (Hg^0), mercurique (HgII) et monométhyl mercure - MeHg - (CH_3Hg^+) (Hudson *et al.*, 1994). Le HgII et le MeHg peuvent former un certain nombre de composés organiques et inorganiques, selon les conditions physico-chimiques du milieu (von Burg et Greenwood, 1991). Dans les eaux continentales,

le HgII dissous se complexe surtout avec les hydroxydes, les sulfures et les halogènes (HgOH⁺, HgOH₂, HgS, HgCl₂, etc). Le HgII ainsi que le MeHg se trouvent souvent associés aux acides humiques (Meili, 1991a).

En raison de la diversité des composés formés et du nombre de réactions dans lesquelles le mercure est impliqué, le cycle de ce métal dans le milieu lacustre est fort complexe et n'est pas complètement élucidé. Cette complexité est partiellement illustrée par le modèle de Hudson *et al.* (1994) (Figure 1).

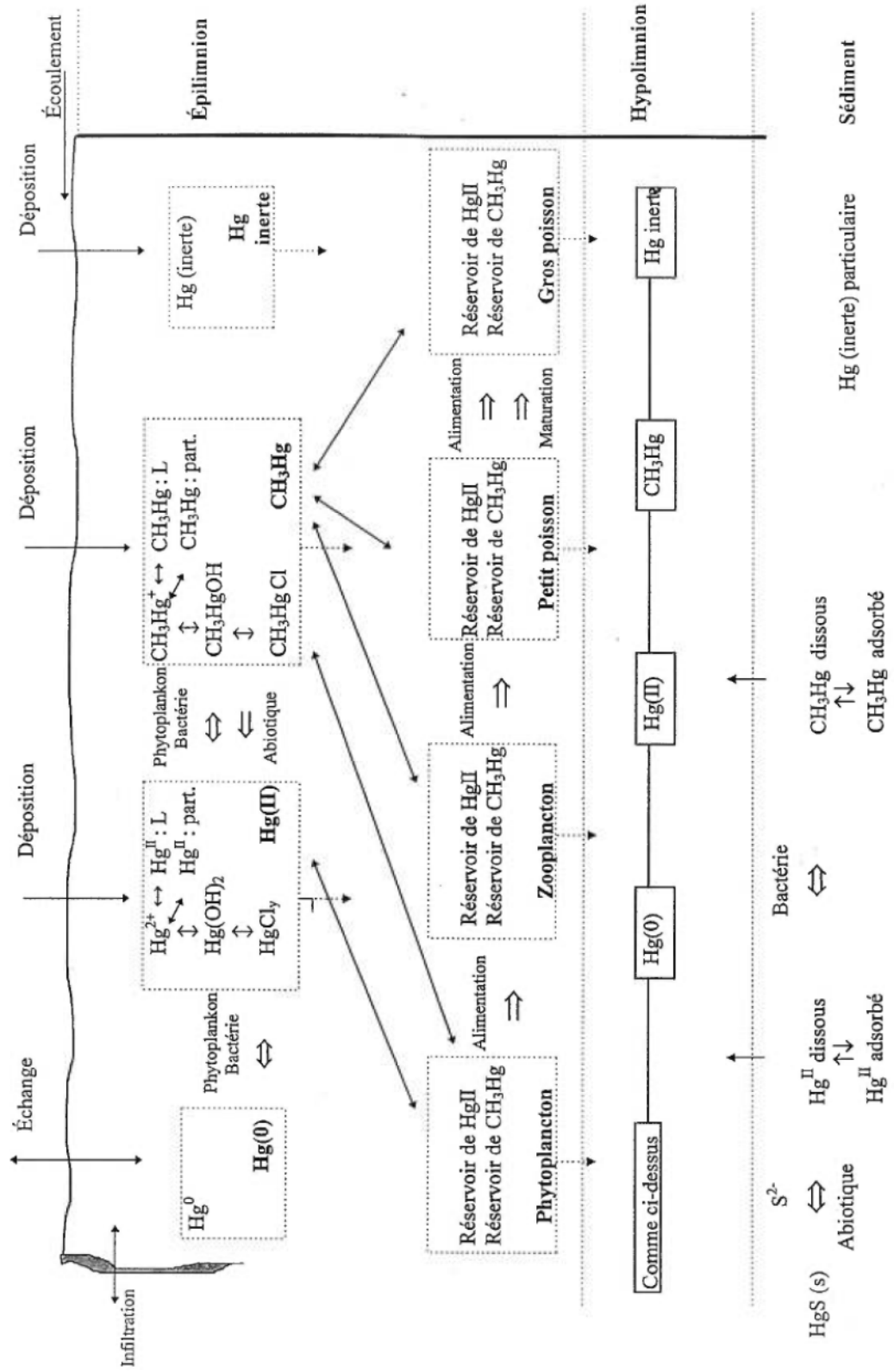
Parmi les composés de mercure trouvés en milieu aquatique, les formes méthylées sont les plus importantes du point de vue écotoxicologique. L'intérêt envers ces composés provient notamment de la capacité du méthyl mercure à être bioamplifié au long du réseau trophique (Mason *et al.*, 1995). Le méthyl mercure est produit par le processus de méthylation, lequel peut être illustré de façon simplifiée par la réaction suivante:



Dans le milieu lacustre, la méthylation peut avoir lieu dans le sédiment et dans la colonne d'eau (Ramlal *et al.*, 1993). Jensen et Jernelöv (1969) ont signalé aussi la méthylation chez les poissons, dans l'intestin et dans le mucus sur les écailles.

Les mécanismes de méthylation du HgII peuvent être chimiques ou biologiques (Bisogni, 1979). Dans la méthylation chimique, l'alkyl d'étain, l'alkyl de

Figure 1 : Cycle biogéochimique du mercure dans le milieu aquatique. Modifié d'après Hudson *et al.* (1994).



plomb et, en particulier, le triméthyl de plomb agissent comme donneurs du groupe méthyl (Jernelöv et Beijer, 1979). Cependant, les mécanismes de transfert du méthyl ne sont pas complètement identifiés. Également, la méthylation biologique n'est que partiellement connue (Bisogni, 1979). Elle serait due surtout à l'activité des bactéries sulfato-réductrices et méthanogènes (Matilainen, 1995; Kerry *et al.*, 1991).

Le taux net de méthylation peut être influencé par plusieurs variables, soient la disponibilité de HgII (Kelly *et al.*, 1995), l'abondance de matière organique (Meili *et al.*, 1991), le pH (Rask et Verta, 1995), la concentration d'O₂ (Cossa *et al.*, 1994), la température (Bodaly *et al.*, 1993) et d'autres facteurs agissant sur l'activité des organismes méthylateurs (Jernelöv et Beijer, 1979).

Plusieurs auteurs indiquent une corrélation positive entre les teneurs en matière organique dans les sols des réservoirs récemment inondés et les taux de méthylation (Mucci *et al.*, 1995 ; Hecky *et al.*, 1991 ; Jackson, 1988 ; Bodaly *et al.*, 1984). Selon ces études, la plus grande disponibilité des nutriments dans les réservoirs augmenterait l'activité bactérienne, la dégradation de la matière organique, ainsi que le relargage du HgII disponible à la méthylation. Dans les lacs, également, les teneurs de MeHg sont positivement liées à la couleur de l'eau (Westcott et Kalff, 1996 ; Meili *et al.*, 1991), laquelle est souvent utilisée comme mesure de la concentration des substances humiques (Rasmussen *et al.*, 1989).

Dans des conditions d'acidité modérée (pH entre 5,0 et 6,0), l'importance des réactions de méthylation augmente par rapport aux réactions de déméthylation, favorisant ainsi la production nette de MeHg (Jernelöv et Beijer, 1979). Le pH détermine en outre la nature de l'espèce méthylée. En milieu neutre ou acide, c'est le MeHg qui prédomine. Sous conditions alcalines, la formation de diméthyl mercure - DMHg - prévaut, malgré une réduction globale des taux de méthylation. (Rask et Verta, 1995).

Dans un lac méromitique, de fortes concentrations de MeHg dans les régions les moins oxygénées ont été observées (Cossa *et al.* 1994). Ces résultats sont attribués soit à la production 'in situ', soit à l'accumulation de matériel particulaire, auquel le mercure serait lié. Selon Matilainen (1995), sous les conditions anoxiques, l'activité des bactéries sulfato-réductrices s'intensifie et la production de MeHg augmente.

La température pourrait aussi influencer la méthylation. Dans six lacs naturels de la forêt boréale, Bodaly *et al.* (1993) ont trouvé une corrélation positive entre les taux de méthylation et la température. Par contre, la déméthylation semble être affectée inversement par la température. Toutefois, l'effet de la température n'est pas observé partout (Jackson, 1986).

1.5 Le mercure dans les organismes aquatiques

Les teneurs en mercure des milieux aquatiques sont en général très faibles par rapport à celles d'autres métaux (Nriagu et Pacyna, 1988). Pourtant, en raison de sa bioamplification (Meili, 1991b ; Wren et al., 1983), des niveaux de mercure supérieurs aux limites gouvernementales prescrites pour la consommation humaine (généralement entre $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ et $1,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ de poids humide) peuvent être observés chez les poissons piscivores des lacs et réservoirs (Shilts et Coker, 1995 ; Bodaly *et al.*, 1993 ; Johnston *et al.*, 1991 ; Fitzgerald et Clarkson, 1991).

L'assimilation du mercure par les organismes aquatiques se fait soit directement de l'eau (bioconcentration), soit par la nourriture (bioamplification) (Mason *et al.*, 1995 ; Boudou *et al.*, 1991). L'incorporation du mercure à travers les membranes biologiques est contrôlée essentiellement par la diffusion passive des formes neutres ou par le transport actif des complexes avec des ligands inorganiques chargés ou avec des chélateurs hydrophiles organiques (Hudson *et al.*, 1994).

La bioconcentration des formes méthylées est plus efficace que celle des autres espèces de mercure, car la diffusion des composés de MeHg, 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 mercure (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). Dans l'étude d'une chaîne alimentaire simple, le facteur de bioconcentration (BCF) du MeHg a augmenté d'environ deux à quatre fois à chaque niveau trophique (Watras et Bloom, 1992).

En ce qui concerne l'assimilation par la nourriture, la bioamplification du MeHg est aussi plus efficace que celle du mercure inorganique (Huckabee *et al.*, 1979). Des concentrations de MeHg quatre fois plus grandes que celles de HgII ont été observées chez des copepodes nourris avec des diatomées exposées à l'une ou l'autre de ces deux formes de mercure (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 mercure 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 le MeHg est plus accumulé que le mercure inorganique (Ribeyre *et al.*, 1981). Cette différence tend à s'accroître au long de la chaîne alimentaire (Watras et Bloom, 1992). En fait, chez les poissons, la forme méthylée peut représenter jusqu'à 99% du mercure total (Bloom, 1992). Les résultats obtenus lors de l'étude des chaînes trophiques pélagiques des lacs du bassin du Saint-Laurent illustrent bien cette

bioamplification (Cabana *et al.*, 1994). Les truites grises (*Salvelinus namaycush*) des chaînes les plus longues ont présenté des concentrations de mercure 3,6 fois plus élevées que celles des chaînes où il manquait au moins deux niveaux trophiques.

Étant donné que la bioamplification du mercure dans les organismes résulte du bilan assimilation-élimination (Korhonen *et al.*, 1995), il faut aussi tenir compte des mécanismes d'élimination de ce métal. Chez *Salmo gairdneri*, il a été observé que l'élimination d'un composé inorganique du mercure (HgCl_2) était plus rapide que celle d'une forme organique (CH_3HgCl) (Ribeyre et Boudou, 1984b).

1.6 Objectifs et hypothèses de recherche

Cet étude s'inscrit dans le cadre du Réseau des centres d'excellence sur la gestion durable de la forêt boréale. Un des objectifs premiers de ce réseau est de minimiser les impacts environnementaux de l'exploitation forestière en s'inspirant des régimes de perturbations naturelles propres à la forêt boréale et engendrées par les feux, les épidémies et les chablis. Une telle approche nécessite l'approfondissement de nos connaissances sur les impacts comparés des coupes forestières et des perturbations naturelles.

Puisque les lacs et les rivières constituent des éléments importants du paysage de la forêt boréale, ces derniers doivent nécessairement être pris en considération dans les modèles de gestion intégrée de la forêt. C'est pourquoi

notre étude vise à comparer les effets des coupes et des perturbations naturelles sur la qualité des écosystèmes lacustres. Comme ces perturbations des forêts entraînent la perte ou la mobilisation des substances organiques et inorganiques du sol vers les lacs, et compte tenu de l'association du mercure aux substances humiques du sol, ce projet a pour but de tester les hypothèses suivantes :

- 1 - Dans les lacs dont le bassin versant a été coupé, la contamination en mercure serait plus élevée que celle des lacs dont le bassin a été atteint par le feu de forêt.
- 2 - Dans les lacs dont le bassin versant a été coupé, les teneurs en mercure seraient supérieures à celles des lacs ayant un bassin versant qui n'a pas été perturbé.
- 3 - Dans les lacs dont l'aire de drainage a été brûlée, les niveaux de mercure seraient inférieurs à ceux des lacs non perturbés.

Afin de vérifier l'existence de rapport entre la concentration de mercure et les perturbations du bassin versant, 38 lacs de la région du Réservoir Gouin, au Québec, ont été étudiés. Ces lacs ont été séparés en trois groupes, selon les critères suivantes :

- 1 - Lacs dont le bassin versant a été coupé récemment (1995).
- 2 - Lacs dont au moins 50% du bassin versant a été affecté par des feux de forêt récents (1995).
- 3 - Lacs de référence n'ayant pas subi d'interférence depuis 70 ans et plus.

Pour tester nos hypothèses, nous avons utilisé le zooplancton comme indicateur de contamination. Ces organismes occupent une position intermédiaire dans le réseau trophique et se prêtent souvent aux études sur la bioaccumulation du mercure (Plourde *et al.*, 1997 ; Westcott et Kalff, 1996 ; Back et Watras, 1995 ; Tremblay *et al.*, 1995), car, due à leur cycle de vie relativement court, ils répondent rapidement aux changements environnementaux. Dans notre cas, la communauté zooplanctonique sert à établir un lien direct entre le milieu lacustre et les apports terrigènes. En effet, en plus de consommer le phytoplancton, le zooplancton peut aussi ingérer des particules détritiques d'origine terrestre (Plourde *et al.*, 1997 ; Hessen *et al.*, 1990). Puisque ces substances présentent une faible valeur nutritive, elles sont assimilées en grandes quantités, ce qui résulterait en une ingestion considérable du mercure associé à la matière organique. Ce mercure deviendrait donc potentiellement disponible au transfert vers les niveaux trophiques plus élevés.

Chapitre 2

Impact of wildfire and clear-cutting on methylmercury in zooplankton¹

¹ Rédigé suivant les recommandations du guide aux auteurs du *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Édition janvier 1995.

Impact of wildfire and clear-cutting on methylmercury in zooplankton

Edenise Garcia and Richard Carignan

Département de sciences biologiques, Université de Montréal, C.P. 6128,
succursale centre-ville, Montréal, Québec, Canada, H3T 1K3.

ABSTRACT

We compared the effects of forest logging and wildfire on methylmercury (MeHg) concentrations in bulk zooplankton collected in 38 oligotrophic lakes located in the boreal forest. Mean MeHg concentrations were slightly but significantly higher ($p < 0.01$) in zooplankton collected in lakes with recently logged watershed ($135 \text{ ng.g}^{-1} \text{ d.w.}$) than in lakes with recently burned ($97 \text{ ng.g}^{-1} \text{ d.w.}$) or undisturbed watersheds ($112 \text{ ng.g}^{-1} \text{ d.w.}$). MeHg levels in zooplankton collected in burned and reference lakes were not significantly different. Stepwise regression included dissolved organic carbon (DOC), pH and latitude as independent variables and explained 38% of the variability in MeHg levels in zooplankton across all lakes. Regression models calculated separately for each group of lakes explained as much (reference lakes) or more variability in MeHg (logged and burned lakes) than the general model. DOC was the only variable common to all models, which indicates the importance of watershed on the transfer of humic matter-bound Hg to lakes. Latitude, longitude, pH, watershed morphometry, chlorophyll *a* and immature zooplankton biomass also explained part of the variation in MeHg concentrations in zooplankton between the three groups of lakes.

RÉSUMÉ

Nous avons comparé les effets de la coupe forestière et des feux de forêt sur les teneurs en méthyl mercure (MeHg) du zooplancton échantillonné dans 38 lacs oligotrophes de la forêt boréale. Les concentrations moyennes en MeHg sont légèrement mais significativement supérieures ($p < 0.01$) dans le zooplancton des lacs dont le bassin versant a été récemment coupé (135 ng.g^{-1} poids sec) par rapport aux lacs dont le bassin versant a été récemment brûlé (97 ng.g^{-1} poids sec) ou n'a pas subi de perturbations (112 ng.g^{-1} poids sec). Les teneurs en MeHg dans le zooplancton provenant des lacs brûlés ne sont pas significativement différentes de celles des lacs de référence. Un modèle de régression multiple développé pour l'ensemble des lacs présente comme variables indépendantes le carbone organique dissous (COD), le pH et la latitude, lesquelles expliquent 38% de la variation du MeHg. Le pourcentage de la variance expliqué par les régressions calculées séparément pour les trois groupes de lacs est égal (lacs de référence) ou supérieur (brûlés, coupés) à celui expliqué par le modèle général incluant tous les lacs. Le COD est la seule variable commune à tous les modèles, ce qui indique l'importance du bassin versant dans le transfert du Hg associé à la matière organique vers les lacs. La latitude, la longitude, le pH, la morphométrie des bassins versants, la chlorophylle *a* et la biomasse des formes jeunes du zooplancton expliquent aussi une partie de la variation des concentrations de MeHg du zooplancton prélevé dans les trois groupes de lacs.

INTRODUCTION

Methylmercury (MeHg) is a highly toxic compound that is accumulated (Watras and Bloom 1992 ; Mason et al. 1995) and bioamplified along the food webs (Ribeyre et al. 1981 ; Brouard et al. 1994). As a result, mercury levels in fish can exceed health advisory limits (0.5 - 1.0 mg.kg⁻¹ wet weight) in lakes located far away from point sources of pollution (Langlois et al. 1995). For example, mercury concentrations in predator fish were found to exceed the Canadian limit of 0.5 mg.kg⁻¹ in several lakes surveyed in New Brunswick and Ontario. Long-range atmospheric transport and deposition in water or watersheds is considered the most important pathway of mercury to these lakes (Rudd 1995).

Mercury is associated to the organic matter in the upper layer of forest soils (Meili 1991 ; Mierle and Ingram 1991). Although the biogeochemistry of mercury in catchments has been extensively studied (Lodenius 1994 ; Lee et al. 1994, Johansson and Iverfeldt 1994 ; Aastrup et al. 1991), almost no information is available on the effects of watershed perturbation on mercury loading to lakes.

Watersheds are an important source of organic and inorganic substances to lakes and streams (Likens and Bormann 1974). Significant disturbances in watersheds are therefore expected to influence the physicochemical and biological characteristics of aquatic ecosystems. Forest clear-cutting and wildfire are two major perturbations affecting the boreal forest. In Canada these disturbances are particularly significant because timber production represents one of the country's most important economical activities, covering yearly over 10 000 km² (Natural

Resources Canada 1995-1996). Every year, fires also affect a considerable extent of the boreal forest. In 1995, over 8 400 fires burned 72 500 km² of Canadian forested land (Ressources Naturelles Canada 1995).

Fire and clear-cutting modify the radiation balance, the temperature and the moisture of the watersheds, thus leading to changes in catchment hydrology (Keenan and Kimmins 1993 ; Beaty 1994 ; Jewett et al. 1995). Both perturbations mobilize nutrients and other elements from the soil, causing losses by volatilization (fire) or by leaching and surface runoff (fire and logging) (Brown et al. 1973 ; Lewis 1974 ; Bormann and Likens 1979; Schindler et al. 1980 ; Bayley et al. 1992). Although numerous studies have addressed the biogeochemistry of major elements in forested soils, limited information is available on the transfer of DOC-linked trace metals to streams and lakes as a consequence of forest disruption (Fuller et al. 1988). Dissolved organic carbon (DOC) in forested soil is an important vector for some metals (Shafer et al. 1997 ; Foster and Charlesworth 1996 ; Schut et al. 1986), and its export from watersheds can increase after clear-cutting (Hobbie and Likens 1973, Covington 1981). On the other hand, fire can affect DOC export from burned watersheds in two ways. During high intensity fires, most of the organic matter in the forest floor is mineralized and little DOC is exported (McColl and Grigal 1977), whereas under less severe fire conditions the upper organic layer becomes more exposed for weathering and transfer of material to aquatic systems (Schindler et al. 1992).

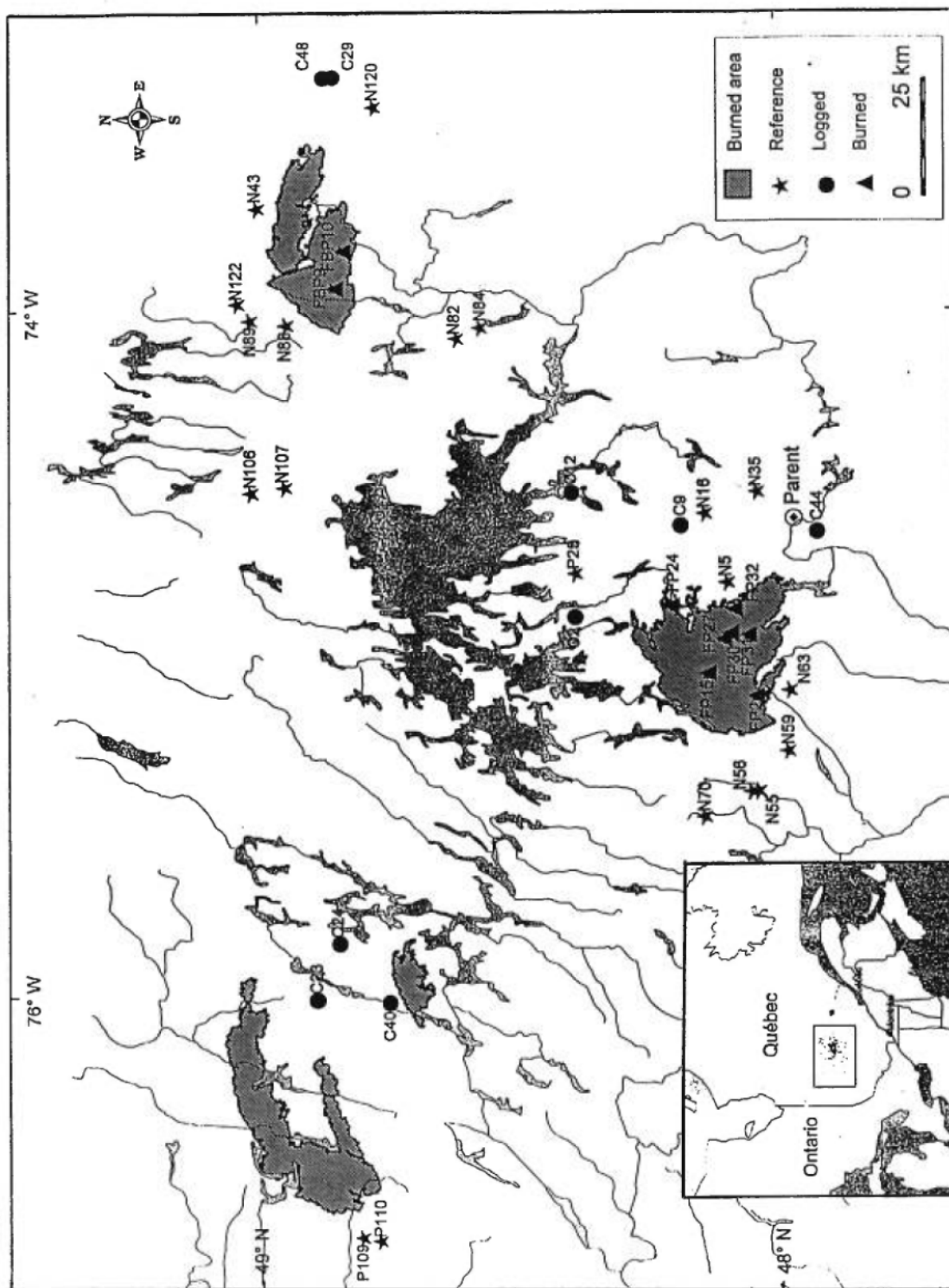
This study examines the effects of fire and logging on the MeHg levels in the zooplankton community. We selected zooplankton as indicator of MeHg

contamination because these short-lived organisms can readily assimilate bioavailable MeHg from the water column and are expected to respond rapidly to changes in environmental conditions. Furthermore, they are able to utilize directly allochthonous organic carbon exported from watersheds as a food source (Plourde et al. 1997 ; Hessen et al. 1990). Because DOC transfer from logged watersheds would be greater than from burned ones, we hypothesized that zooplankton from lakes with logged watershed would accumulate more MeHg than zooplankton from lakes with burned or undisturbed catchments.

STUDY SITE

The study was conducted in 38 remote headwater lakes located in central Quebec, Canada. The lakes are centered around Réservoir Gouin, between 47°52'N and 48°59'N, and between 73°24'W and 76°43'W (Figure 1). The 38 lakes cover a 40 000 km² region of the Canadian Shield underlain by granitic and metamorphic (gneiss, mangerite, migmatite) rocks covered by glacial tills. Soils are mostly humo-ferric podzols (Clayton et al. 1978; Environment Canada 1992; De Kimpe et al. 1980). The lakes overlap the transition zone of the boreal mixed and coniferous forests. Wetlands (bogs, marshes, beaver ponds) are sometimes present, but their importance does not exceed 5% of the drainage area of the studied lakes. The climate is continental with a mean annual temperature of 0°C, and mean annual precipitation ranging from 800 to 1000 mm (35% as snow) (Atlas Climatologique du

Figure 1. Location of the study lakes.



Québec, 1978). Lakes were selected on the basis of the type and degree of watershed disturbance and were divided into three groups: reference or null treatment (N = 20), logged (N = 9) and burned lakes (N = 9). Provincial vegetation maps were used to select reference lakes with catchments that had remained undisturbed for at least 70 years. Logged lakes had 7.5 to 96.4% of their watershed clear-cut, and burned lakes had from 50 to 100% of their watershed affected by maximum intensity fires. All logging and fires occurred during 1995, approximately one year before sampling started. The lakes were also chosen in order to produce three groups (burned, logged and reference) with similar distributions of their morphometric properties (Table 1).

METHODS

Water chemistry

The lakes were sampled in June, July and September 1996. All chemical analyses were performed on duplicate integrated samples of the euphotic zone (1 % of the incident light) taken with a flexible PVC tube. The samples were kept on ice and filtered (washed Gelman Supor membranes, 0.45 μm pore size) within 6 h for dissolved organic carbon (DOC) and NO_3^- analyses. Samples (500 ml) for chlorophyll *a* measurements were filtered in subdued light on Whatman GFC filters. The filters were wrapped in aluminum foil and kept at -30°C until extraction using hot ethanol (Sartory and Grobelaar 1984 ; Nusch 1980). Pigment absorbances were read before

Table 1. Chemical and morphometric characteristics of the study lakes and of their catchments (N = number of observations for the three sampling periods; Med = median).

	Reference						Logged						Burned					
	N	Med	Mean	SD	Min.	Max	N	Med	Mean	SD	Min.	Max	N	Med	Mean	SD	Min.	Max
Lake area (km ²)	20	0.4	0.5	0.2	0.2	0.9	9	0.3	0.6	0.7	0.2	2.4	9	0.4	0.4	0.1	0.2	0.7
Drainage area (km ²)	20	1.9	2.2	1.3	0.4	5.0	9	2.6	2.2	3.0	0.6	10.6	9	3.1	5.3	6.2	0.6	21.7
Drainage ratio	20	4.3	5.3	3.0	1.9	14.8	9	7.5	6.9	3.2	2.0	12.8	9	8.2	11.4	11.6	2.5	42.0
Maximum depth (m)	20	11.5	12.4	4.0	7.0	22.0	9	13.0	13.8	6.1	4.0	25.0	9	14.0	17.1	7.8	10.0	37.0
Mean depth (m)	20	4.1	4.5	1.5	2.7	8.4	9	4.4	4.7	1.6	2.5	8.0	9	5.2	5.7	1.8	4.2	10.1
Slope (%)	20	8.0	9.2	3.1	4.9	15.2	9	7.0	8.2	2.8	5.7	14.9	9	8.1	9.7	2.9	6.2	15.4
Lake water pH	60	6.6	6.6	0.3	5.8	7.1	27	6.6	6.5	0.5	5.6	7.1	27	6.7	6.7	0.4	5.7	7.3
Alkalinity (µeq.l ⁻¹)	60	46.1	54.0	28.8	15.8	118.4	27	48.3	56.0	32.0	11.9	130.0	27	58.2	68.0	41.8	13.0	165.1
DOC (mg.l ⁻¹)	60	5.1	5.1	1.4	2.7	9.5	27	7.1	8.0	3.9	2.9	14.8	27	5.5	5.7	1.7	3.0	8.2
Total phosphorus (µg.l ⁻¹)	60	6.6	7.0	2.2	4.4	15.5	27	9.2	9.8	3.5	5.3	19.6	27	10.7	10.9	4.0	4.7	25.4
Chlorophyll a (µg.l ⁻¹)	60	1.9	2.0	0.8	0.6	5.4	27	2.2	2.4	0.8	1.2	4.4	27	2.9	3.1	1.1	1.6	5.5
NO ₃ -N (µg.l ⁻¹)	60	1.1	6.5	12.5	0.0	52.7	27	1.1	3.7	7.8	0.0	33.4	27	10.0	76.6	139.0	0.0	471.0
SO ₄ -S (mg.l ⁻¹)	60	0.9	0.9	0.2	0.5	1.2	27	0.9	0.8	0.2	0.5	1.1	27	1.7	1.7	0.4	0.9	2.2

and after acidification at 665 and 750 nm. Total phosphorus (TP) was measured (Stainton et al. 1977, 10 cm cuvettes) after autoclaving 50 ml aliquots with 0.5 g of potassium persulfate for 45 min at 120°C. Alkalinity (Gran titration) and pH were measured within 48 h of water collection with a double junction electrode on air-equilibrated samples. Nitrate (reduction on Cd) was measured within 48 h by automated colorimetry (Lachat method nb. 10-107-04-1-B). DOC was determined using a high temperature Pt-catalyzed Shimadzu TOC-5000 analyzer. Sulfate was analyzed by ion chromatography (Dionex DX-500).

Morphometry

Morphometric variables were measured on topographic maps (1:20 000) and aerial photographs (1:10 000 and 1:15 000) using a digitizing table. Percentage of perturbation was measured from recent aerial photographs. Mean catchment slope was measured as described by D'Arcy and Carignan (1997) (CS2 index).

Zooplankton collection

Zooplankton was collected near the deepest point in each lake from vertical hauls using a 100 cm diameter, 200 µm mesh net, at the same dates as the water sampling. Subsamples of bulk zooplankton for MeHg analysis were transferred to polypropylene bottles, immediately frozen and then freeze-dried. Zooplankton from subsamples for taxonomic composition was narcotized with carbonate water and

preserved in 4% formaldehyde. Zooplankton was counted and identified to the genus level (Edmonson 1959), with the exception of calanoid and cyclopoid copepods. Adult and young calanoids, and the predator *Epischura* spp were counted separately. As predator cyclopoids were practically absent, adult cyclopoids were only discriminated from the copepodites. The predators *Chaoborus* spp. and *Leptodora* ssp were counted in the entire sample. On the basis of feeding habits (Hutchinson 1967), adult individuals from the different taxa and *Chaoborus* spp were separated in 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 biomass estimation was obtained from Pinel-Alloul et al. (1995) for all taxa except *Chaoborus* spp., the dominant predator. Because of size variation of the latter species, biomass was directly measured for each sample by drying the individuals (24 hours at 50⁰C) and weighing them on a Cahn microbalance (\pm 0.001 mg). Results were expressed as % of total biomass.

MeHg analysis

Determination of MeHg followed aqueous phase ethylation, Tenax trap collection, isothermal gas chromatography separation and cold vapor atomic fluorescence detection (CVAFS), using a modification of the method described by Bloom (1989). Subsamples (0.1g) of finely ground bulk zooplankton were digested overnight at room temperature into 10 ml of 25% KOH in methanol. The digestates

(250 μl) were transferred to a reaction vessel and diluted with 150 ml of tap water. The pH was adjusted to 4.9 with an acetate buffer (2 M sodium acetate in 2 M acetic acid) and 100 μl of 1% sodium tetraethylborate was then added for ethylation. Output from the fluorescence detector was calculated using the AIS Model LCC-100 integrator program from Analytical Instrument Systems, Inc. Duplicate subsamples of each digestate were analyzed and averaged. The average coefficient of variation and the detection limit (3 X SD) for a 0.1g sample were 8 % and 4.8 ng Hg.g⁻¹ d.w., respectively. Analytical blanks averaged 7.8 ng Hg.g⁻¹ d.w. Certified reference materials (DORM-1 - National Research Council of Canada) were run each 4 or 5 samples, and recoveries averaged 0.692 ± 0.045 mg.kg⁻¹ (n = 25), which corresponds to $94.7 \pm 6.2\%$ of the certified value (0.731 ± 0.060 mg.kg⁻¹). MeHg in three zooplankton samples from the reference lakes collected in June was not measured due to analytical problems.

Statistical analyses

Differences in MeHg level in zooplankton as well as environmental and biological differences among the three treatments and sample periods were tested using ANOVA. Pearson correlation coefficients between MeHg contents in zooplankton and environmental and biological variables were calculated separately for logged, burned and control lakes, and for the pooled lakes. Between-treatment differences in these correlation coefficients were tested with ANCOVA. Stepwise multiple regressions were used to model the relationships among MeHg in

zooplankton and the set of variables for each treatment and for the grouped lakes (Statgraphics Plus - version 2.1). To normalize the data and reduce heteroscedasticity, the values were log-transformed where required.

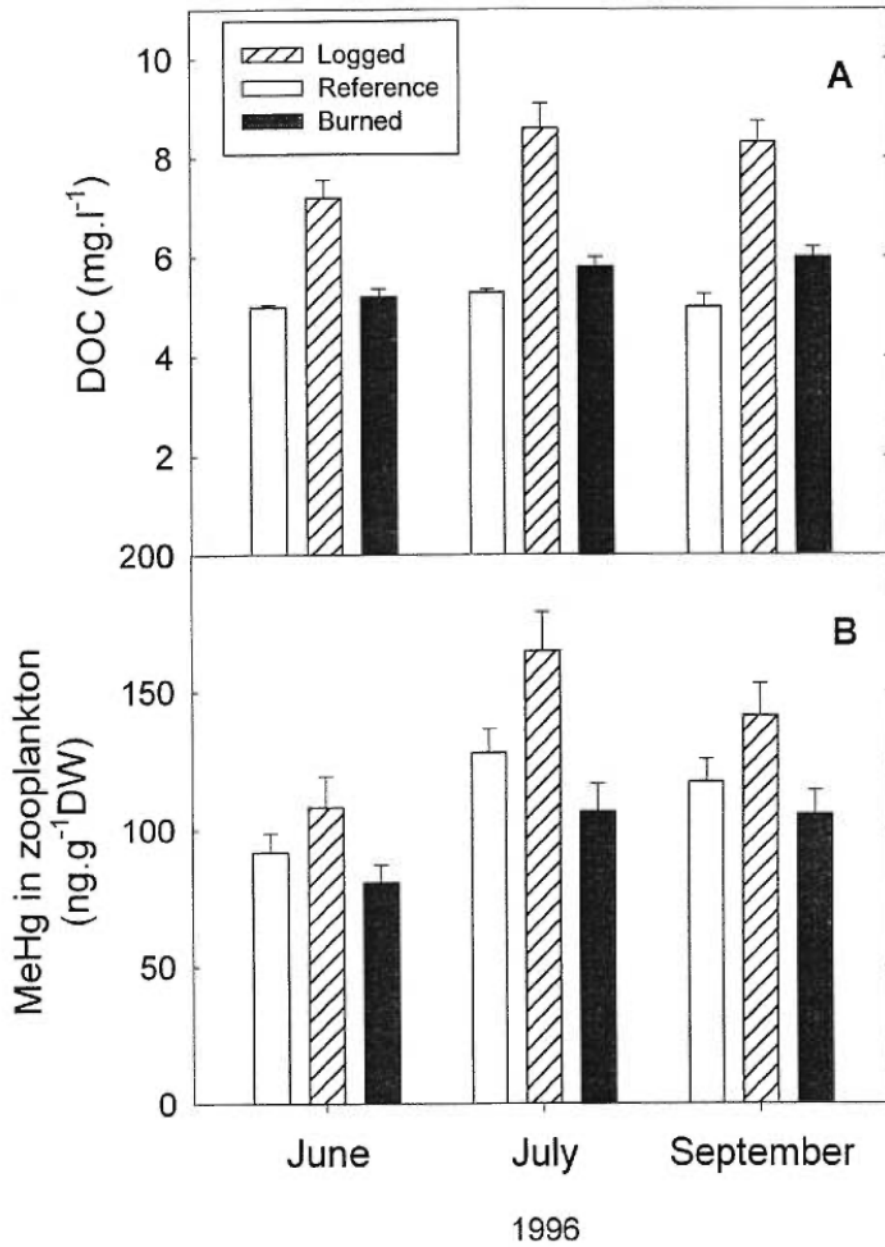
RESULTS

Environmental factors

Significant differences in water chemistry (Table 1) were observed for the three groups of lakes. DOC was higher in logged lakes compared to reference and burned lakes ($P < 0.01$) for the three sample periods (Fig. 2A). Levels of DOC in burned lakes were slightly higher than in reference lakes, but the difference was not significant. No significant differences were observed for DOC in lake water between the three sample periods.

Concentrations of sulfate and nitrate nitrogen were substantially higher ($P < 0.01$) in burned lakes compared to the other two treatments. Differences between reference and logged lakes were not significant, however. In the three treatments, $\text{NO}_3\text{-N}$ levels were greater in June ($P < 0.01$), but not in the subsequent sampling periods. Concentrations of chlorophyll *a* were significantly distributed following the pattern : fire > logged > control lakes ($P < 0.01$). Except in June, levels of total phosphorous were identical in burned and cut lakes and both showed higher concentrations than undisturbed lakes ($P < 0.01$).

Figure 2. (a) DOC in water, and (b) mean MeHg levels in zooplankton from logged (N = 9), burned (N = 9) and reference lakes (N =20). Values represent averages for each sample period. Error bars represent SE.



There were no significant differences among lake water pH, alkalinity and temperature between the three treatments ($P > 0.10$), but temperature in June was significantly lower than that from July and September ($P < 0.01$).

In general, the three groups were similar with respect to watershed and lake morphometry. Significant differences were observed between burned and reference lakes. Burned lakes presented higher mean and maximum depth, as well as greater drainage area and drainage ratio ($P < 0.01$) than reference lakes. These differences were due to the inclusion in the burned group of one lake anomalously deep (37 m), and other with a very large drainage area.

MeHg in zooplankton

MeHg concentrations in bulk zooplankton ranged from 35.2 to 376.7 ng.g^{-1} d.w. This range was similar to those found by Back and Watras (1995) and Westcott and Kalff (1996) in herbivorous taxa (1 to 479 ng.g^{-1} d.w. and 19 to 448 ng.g^{-1} d.w., respectively). A lower range (50 to 200 ng.g^{-1} d.w.) was reported in bulk zooplankton from natural lakes in midnorthern Quebec (Plourde *et al.* 1997).

MeHg levels in zooplankton from logged lakes averaged 135 ng.g^{-1} d.w. and were significantly higher ($P < 0.01$) than those from reference and burned lakes (Figure 2B). The latter exhibited the lowest mean levels of MeHg (97 ng.g^{-1} d.w.) in zooplankton, but did not differ significantly from reference lakes (112 ng.g^{-1} d.w.).

Seasonal variations in MeHg concentrations in zooplankton were observed for the three groups of lakes, with the lowest levels in June ($P < 0.01$). MeHg levels peaked in July, and declined in September (Figure 2B).

MeHg levels in zooplankton were significantly correlated with several water quality and morphometric variables (Table 2). DOC was, however, the only common variable significantly correlated to MeHg for all groups.

The best stepwise multiple regression model found for the pooled 38 lakes considered at the three sampling periods ($n = 111$) included DOC, pH and latitude and explained 38% of the variance in MeHg, with $SE_{est} = 0.33$ (Table 3). Treatment-specific regression models were also developed (Table 3), and explained a higher proportion of the variance in MeHg in logged and burned lakes. For the burned lakes, the model explained 73% of the variation in MeHg, with a smaller residual ($SE_{est} = 0.25$) than the model for the pooled lakes ($SE_{est} = 0.33$), and included DOC, chlorophyll *a* and pH. For logged lakes, the variables retained in the regression model were DOC, longitude and latitude, explaining 75% of the variance in MeHg, with $SE_{est} = 0.27$. Finally, the model for reference lakes included DOC, immature zooplankton and watershed slope, and only explained a small proportion (32%) of MeHg in zooplankton, with $SE_{est} = 0.29$.

Influence of taxonomic composition

Zooplankton biomass consisted predominantly of filter-feeders (Table 4). As a 200 μm mesh net was used for zooplankton collection, almost exclusively adult specimens and the larger forms of copepodites (stages IV and V) were sampled.

No significant correlations were found between MeHg levels in bulk zooplankton and the relative biomass of predators (Table 2). However, immature

Table 2. Pearson correlation coefficients observed between MeHg in zooplankton and environmental and biological characteristics of the study lakes and watersheds.

	Logged		Burned		Reference		Pooled lakes	
	N	r	N	r	N	r	N	r
Lake area	9	n.s.	9	n.s.	20	-0.33*	38	-0.28**
Drainage ratio	9	0.54**	9	n.s.	20	n.s.	38	0.31***
Slope	9	n.s.	9	n.s.	20	0.36**	38	n.s.
Mean depth	9	n.s.	9	-0.41*	20	n.s.	38	n.s.
Latitude	9	n.s.	9	-0.52**	20	-0.21*	38	-0.20*
Longitude	9	0.63***	9	n.s.	20	0.29**	38	0.33***
Alkalinity	27	n.s.	27	-0.42*	57	n.s.	111	-0.32***
pH	27	-0.49**	27	-0.70***	57	n.s.	111	-0.42***
Temperature	27	0.43*	27	0.52**	57	n.s.	111	n.s.
Chlorophyll a	27	n.s.	27	n.s.	57	n.s.	111	n.s.
PT	27	n.s.	27	n.s.	57	0.27*	111	0.22*
DOC	27	0.58** _(0,61)	27	0.58** _(0,68)	57	0.32 _(0,37) *	111	0.52***
SO ₄ ²⁻ S	27	0.43*	27	n.s.	57	n.s.	111	0.21*
NO ₃ -S	27	n.s.	27	n.s.	57	n.s.	111	n.s.
Filters-feeders	27	0.59**	27	n.s.	57	n.s.	111	0.24*
Omnivores	27	n.s.	27	0.42*	57	n.s.	111	n.s.
Predators	27	n.s.	27	n.s.	57	n.s.	111	n.s.
Immature ind.	27	n.s.	27	n.s.	57	-0.25**	111	-0.26**

Note: n.s. = not significant ($P > 0.05$); * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.
 Except for morphometric variables, N represents three sample periods by lake.

Ensemble des lacs (N = 111)

Log MeHg = 18,2 (\pm 4,4)
+ 0,52 (\pm 0,09) log (COD)
- 0,26 (\pm 0,10) latitude
- 0,24 (\pm 0,09) pH

R² = 0,38 SEest = 0,33 P = 0,0001

Lacs coupés (N = 27)

Log MeHg = 21,65 (\pm 9,57)
+ 0,50 (\pm 0,12) log (COD)
+ 0,24 (\pm 0,24) longitude
- 0,74 (\pm 0,18) latitude

R² = 0,75 SEest = 0,27 P = 0,0000

Lacs brûlés (N = 27)

Log MeHg = 7,2 (\pm 1,1)
- 0,50 (\pm 0,14) pH
+ 0,69 (\pm 0,18) log (COD)
- 0,13 (\pm 0,05) chlorophylle a

R² = 0,73 SEest = 0,25 P = 0,0000

Lacs témoins (N = 57)

Log MeHg = 3,54 (\pm 0,30)
+ 0,44 (\pm 0,17) log (COD)
+ 0,04 (\pm 0,01) pente
- 0,05 (\pm 0,02) log (zoopl. Immat.)

R² = 0,32 SEest = 0,29 P = 0,0003

Table 4. Relative biomass (%) of zooplankton feeding groups by treatment and by period.

	Reference			Logged			Burned		
	June	July	Sept.	June	July	Sept.	June	July	Sept.
Filter-feeders	75.9	81.7	80.9	72.1	83.6	78.7	76.5	83.7	83.3
Omnivores	12.9	10.0	11.1	8.8	9.6	13.6	10.6	12.1	10.7
Predators	7.1	7.9	4.5	16.1	6.7	6.4	7.6	4.0	3.9
Immature individuals*	4.1	0.4	3.5	3.0	0.1	1.2	5.4	0.1	2.1

*Significant differences among periods for the three treatments considered together (ANOVA, $P < 0.05$).

stages from reference lakes showed a significant inverse correlation with MeHg levels in bulk zooplankton (Table 2). In addition, immature stages highly differed in biomass ($P = 0.0000$) for all the periods. Thus, samples collected in June presented the greatest proportion of immature zooplankton, whereas samples from July had the smallest ratio of young forms. For the three adult groups of zooplankton, the relative biomass was statistically equivalent in the three treatments and during the three sampling dates (Table 4 ; ANOVA, $P > 0.10$).

DISCUSSION

MeHg in zooplankton

MeHg levels in zooplankton from logged lakes were significantly higher than MeHg in zooplankton from burned or reference lakes. These results are in agreement with those of Rask et al. (1994), who found that mercury concentrations in zooplankton increased after clear-cutting and slash burning of the watershed of a small humic lake. However, these authors did not relate variations in MeHg levels in zooplankton to changes in water color or DOC during the three years of the study.

Similarly to MeHg, DOC concentrations were greater in logged lakes than in the other two treatments. Since DOC in lake water is an index of humic substance concentrations (Cronan and Aiken 1985 ; McDowell and Likens 1988), this result suggests a relationship between exposure of zooplankton to MeHg and the transfer of humic matter to aquatic ecosystems. It is known that mercury and

MeHg accumulate in the upper layer of forest floors, where they bound to the humic matter (Meili 1991 ; Aastrup et al. 1991 ; Lee et al. 1994 ; Johansson and Iverfeldt 1994 ; Dmytriw et al. 1995). For this reason, dissolved and particulate humic matter from exposed soils are considered as important carriers of Hg species to lakes and streams (Lodenius 1987 ; Johansson et al. 1991 ; Mierle and Ingram 1991). In our study, DOC was the only variable systematically correlated with MeHg accumulation in zooplankton irrespective of watershed treatment, and appeared as a significant predictor of MeHg in all models developed.

MeHg levels in zooplankton from burned lakes were slightly lower than in reference ones, but the difference was not significant. DOC concentrations in lakes from these two treatments were not significantly different neither. These results indicate that even if soil exposure is accentuated after fire, loading of organic matter to lakewater is not necessarily increased. In fact, intense fires eliminate a large portion of the surficial organic layer, and thus part of the mercury bound to the humic matter is likely lost through volatilization. In contrast, the organic matter and the bound mercury of logged lakes are exported from the watersheds to streams and lakes.

The general model for all sets of lakes showed that DOC, latitude and pH were the best predictors of MeHg concentrations in zooplankton. Accordingly, other investigations have demonstrated that mercury accumulation in zooplankton (Westcott and Kalff 1996 ; Meili and Parkman 1988) and in fish (Haines et al. 1994 ; Rask and Metsala 1991; McMurtry et al. 1989) increases with DOC or water color. An inverse correlation between DOC and MeHg levels in zooplankton

has also been observed (Back and Watras 1995). It was hypothesized that the strong association between mercury and humic substances would interfere with mercury availability to biotic methylation or to bioaccumulation (Miskimmin et al. 1992 ; Back and Watras 1995). Thus, DOC could affect differently in-lake bioavailability of MeHg, but the mechanisms are not completely elucidated.

Our general model indicated that MeHg was inversely related to latitude. Thus, zooplankton from lakes located in the northern part of the study area appeared to be less contaminated than those from the southern part, which were likely more exposed to the influence of mercury fluxes from industrial centers. Regional trends in mercury deposition have been previously observed (Nater and Grigal 1992 ; St. Louis et al. 1995), and are due to the fact that atmospheric transport is the main source of mercury to lakes and their watersheds (Fitzgerald and Clarkson 1991 ; Sterm et al. 1995).

MeHg content of zooplankton from the pooled lakes was negatively correlated with pH, as previously reported in other studies (Westcott and Kalff 1996 ; Watras and Bloom 1992). Several mechanisms have been proposed to explain why the acidity of lake water enhances Hg accumulation in biota. High H^+ concentrations would affect the speciation of mercury, the rates of methylation and demethylation, as well as the physiology of the organisms (Miskimmin et al. 1992 ; Winfrey and Rudd 1990 ; Boudou et al. 1991). Laboratory studies showed that under circumneutral conditions a slight reduction in pH increases the rate of MeHg accumulation in fish (Ponce and Bloom 1991). Thus, even if our lakes covered a

small range of pH, a correlation between this variable and MeHg levels in zooplankton was observed.

Multiple regression models for logged and burned lakes yielded better predictions of MeHg contents in zooplankton than the model for the pooled lakes, and showed lower residuals either. The model for reference lakes, on the contrary, explained less than the one including all sets of lakes. These results suggest that part of the variation in MeHg levels which was not accounted for by the general model was generated by differences of treatment effects. Indeed, with the exception of DOC, MeHg predictors were different for the three treatment-specific models.

In the logged lakes, local and regional variations accounted for MeHg contamination of zooplankton, which was predicted by DOC, latitude and longitude. As already discussed, increased transfer of humic matter from disturbed watersheds is an important source of mercury to the lakes. On the other hand, logged lakes located in the south and western part of the study area probably receive more mercury from atmospheric deposition. High collinearity between latitude and sulfate in these lakes also suggests an atmospheric flux from industrial regions. These findings should, however, be interpreted cautiously due the relatively small geographic range covered by the logged lakes. Nevertheless, mercury from atmospheric transport is deposited either directly in lake water or in the forest soil, and watersheds remain a potentially significant source of mercury to aquatic systems.

The regression model for burned lakes indicated that DOC, pH and chlorophyll *a* were the best predictors of MeHg levels in zooplankton. In these lakes, concentrations of chlorophyll *a* were larger than in logged and reference lakes, as the result of nutrient transfer from the watershed. The inverse correlation between MeHg in zooplankton and chlorophyll *a* may be an effect of dilution, since the mercury distribution in lake water is, in part, biologically controlled (Watras and Bloom 1994 ; Hurley et al., 1991).

The model for reference lakes did not explain much of the variability in MeHg in zooplankton, and was the only one which included a morphometric variable (slope) as well as a variable related to the taxonomic composition. The relative biomass of immature forms of zooplankton was retained in the stepwise regression model even if it represented less than 5% of the total biomass. Surprisingly, MeHg in zooplankton was positively related with watershed slope, which has been shown to inversely correlate with water color (Rasmunssen et al. 1989).

Influence of taxonomic composition on MeHg levels in zooplankton

Since MeHg is biomagnified in food webs (Ribeyre et al. 1981 ; Cabana et al. 1994 ; Mason et al 1995), one could expect to find some influence of the taxonomic composition on MeHg contamination. In this study, almost no significant correlation was found between each of the four different zooplankton groups and the MeHg levels in bulk zooplankton. Predators belong to a higher trophic level than herbivores or detritivores, therefore, they are expected to accumulate more

MeHg than the latter. In contrast, immature stages of zooplankton would likely be the least contaminated since they have been exposed for a lesser period of time to MeHg than adult individuals. In our study, samples with a greater ratio of predators were not necessarily the most contaminated with MeHg. Previous workers noted the same incongruities. Back and Watras (1995) reported a lack of biomagnification of either Hg or MeHg in *Chaoborus* spp. Parkman and Meili (1993) found higher MeHg levels among detritivorous chironomids than among predators. However, Tremblay and Lucotte (1997), and Tremblay et al. (1996) reported that MeHg content increases with trophic level in the benthic food web. In contrast to predators, biomass of immature zooplankton from our study was, as expected, negatively correlated with MeHg for the pooled and reference lakes.

As the main objective of this study was to detect effects of watershed perturbations on MeHg contamination, bulk zooplankton community, and not individual taxa, was chosen as bioindicator of this likely contamination. More recently, methods were developed for measuring mercury and MeHg levels in individual zooplankton species (Watras and Bloom 1992 ; Back et al. 1995). This approach is particularly important in biomagnification studies, where a greater resolution is needed with respect to trophic distribution of mercury species (Back and Watras 1995). When considering the role of environmental factors on zooplankton contamination, however, both single or pooled species have been used in mercury determinations (Westcott and Kalff 1996 ; Tremblay et al. 1995). In our study, correlation between biomass of each feeding group and MeHg levels in zooplankton tested with ANCOVA were not significant, with the exception of

immature stages, leading to the conclusion that variations in MeHg concentrations among the treatments, in general, were not dependent on taxonomic composition.

Seasonal variations

Significant differences in MeHg concentrations in zooplankton were found between the three sampling periods. MeHg levels were significantly lower in June, then peaked in July, and decreased in September, for the three groups of lakes. Seasonal variation have also been reported by other authors (Jackson 1988 ; Meili and Parkman 1988 ; Bodaly et al. 1993). Such variations may reflect changes in the supply of dissolved and particulate material from the drainage area (Meili 1991 ; Schiff et al. 1997). Meili and Parkman (1988) observed that both total mercury in mesoplankton and DOC in lake water varied seasonally. In their work, total mercury levels in mesoplankton were lower immediately after snow-melt and tended to increase during the summer, whereas DOC concentrations were highest in the spring. In our study, MeHg concentrations in zooplankton also were lower after snow-melt than in the subsequent periods. DOC concentrations, however, did not vary significantly from one month to another. Taking in account that DOC represents an important source of mercury for lake water, these results suggest a lag period, which corresponds to rising in temperature, between Hg entering lakes from the watershed and its availability to aquatic organisms. In fact, data from several works indicate that the rate of bacterial methylation of mercury in the sediment and in the epilimnion increases with temperature (Ramlal et al. 1993 ; Bodaly et al. 1993 ; Matilainen et al. 1991). These findings may explain why the

pooled lakes from our study showed a weak but highly significant positive correlation between MeHg in zooplankton and water temperature.

Another explanation for the seasonal variation in MeHg levels in aquatic biota takes in account the life stage of sampled individuals. In their investigations, Parkman and Meili (1993) noted that the low mercury concentrations in zoobenthos coincided with the annual appearance of a new generation of those invertebrates. In our study, although biomass of immature zooplankton was higher in June, it represented less than 5.5% of the entire zooplankton biomass, and thus would poorly influence MeHg levels.

In conclusion, our findings indicate that forest logging can enhance MeHg levels in zooplankton by increasing the loading of mercury bound to humic matter from the watershed. Intense fires on the watersheds do not appear to cause an increase in MeHg in zooplankton. A noteworthy observation is that samples were collected one year after disturbances had occurred, when their effects on organic matter transfer to lake water were likely the most pronounced. Thus, a long term survey would allow us to achieve a better understanding of the potential effects of clear-cutting on mercury dynamics in aquatic systems. We also observed that factors related to mercury methylation and assimilation by the aquatic biota, as well as the geographic location of the studied lakes can influence the MeHg contamination of the zooplankton. These results reflect the complexity of the mechanisms controlling the bioavailability of MeHg in aquatic ecosystems.

Acknowledgments

This research was supported by the Canadian Network of Centres of Excellence on Sustainable Forest Management, and by a Canadian International Development Agency (CIDA) scholarship to Edenise Garcia. We thank D. Planas for supplying the chlorophyll data, and the assistance of C. Guignard, P. D'Arcy and G. Méthot in the field and in the laboratory.

REFERENCES

- Aastrup, M., J. Johnson, E. Bringmark, I. Bringmark, and A. Iverfeldt. 1991. Occurrence and transport of mercury within a small catchment area. *Wat. Air Soil Pollut.* **56**: 155-167.
- Atlas Climatologique du Québec. 1978. Ministère des Richesses Naturelles. Direction générale des eaux. Québec.
- Back, R.C., V. Visman, and C.J. Watras. 1995. Microhomogenization of individual zooplankton species improves mercury and methylmercury determinations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **52** : 2470-2475.
- Back, R.C., and C.J. Watras. 1995. Mercury in zooplankton of northern Wisconsin lakes: taxonomic and site-specific trends. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 931-938.
- Bayley, S.E., D.W. Schindler, K.G. Beaty, B.R. Parker, and M.P. Stainton. 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds : nitrogen and phosphorus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49** : 584-596.
- Beaty, K.G. 1994. Sediment transport in a small stream following two successive forest fires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51** : 2723-2733.
- 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.

- Bodaly, R.A., J.W.M. Rudd, and R.J.P. Fudge. 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50** : 980-987.
- Bormann, F.H., and G.E. Likens. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York, New York, USA. 253p.
- Boudou, A., M. Delnomdedieu, D. Georgescauld, F. Ribeyre, and E. Saouter. 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.
- Brouard, D., J.F. Doyon, and R. Schetagne. 1994. Amplification of mercury concentrations in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) downstream from the La Grande 2 Reservoir, James Bay, Québec. In : Mercury pollution - integration and synthesis. Edited by C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 369-379.
- Brown, G.W., A.R. Gahler, and R.B. Marston. 1973. Nutrient losses after clear-cut logging and slash burning in the Oregon coast range. *Water Resour. Res.* **9**: 1450-1453.
- Cabana, G., A. Tremblay, J. Kalff, and J.B. Rasmussen. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: a determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycuch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51**: 381-389.
- Clayton, J.S., W.A. Ehrlich, D.B. Cann, J.H. Day, and I.B. Marshall. 1978. Soils of Canada. Research Branch, Department of Agriculture, 2 volumes.

- Covington, W.W. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear-cutting in northern hardwoods. *Ecology* **62** : 41-48.
- Cronan, C.S., and G.R. Aiken. 1985. Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. *Geochim. Cosmochim. Acta* **47** : 1697-1705.
- D'Arcy, P., and R. Carignan. 1997. Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Québec Shield lakes. *Can. J. Aquat. Sci.* (in press).
- De Kimpe, C.R., G.A. Bourbeau, and R.W. Baril. 1980. Pedological aspects of till deposits in the province of Quebec. In: *Glacial Till: An inter-disciplinary study*. Edited by R.F. Legget. Royal Society of Canada, Spec. Publ. **12**. pp.156 -168.
- Dmytriw , R., A. Mucci, M. Lucotte, and P. Pichet. 1995. The partitioning of mercury in the solid components of dry and flooded forest soils and sediments from a hydroelectric reservoir (Quebec, Canada). *Wat. Air Soil Pollut.* **80**:1099-1103.
- Edmondson, W.T. (ed.) 1959. *Freshwater Biology*. John Wiley & Sons Inc., New York. 1248p.
- Environnement Canada. 1992. *Sommaire chronologique de l'écoulement: Québec*. Direction générale des eaux intérieures. 526p.
- Fitzgerald, W.F., and T.W. Clarkson. 1991. *Environmental Health Perspectives* **96** :159-166.
- Foster, I.D.L., and S.M. Charlesworth. 1996. Heavy metals in the hydrological cycle : trends and explanation. *Hydrological Processes* **10** : 227-261.
- Fuller, R.D., D.M. Simone, and C.T. Driscoll. 1988. Forest clearcutting effects on trace metal concentrations : spatial patterns in soil solutions and streams. *Wat. Air Soil Pollut.* **40** : 185-195.

- Haines, T.A., V.T. Komov, and C.,H. Jagoe. 1994. Mercury concentration in perch (*Perca fluviatilis*) as influenced by lacustrine physical and chemical factors in two regions of Russia. In : Mercury pollution - integration and synthesis. Edited by C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 397-407.
- Hessen, D.O., T. Andersen, and A. Lyche. 1990. Carbon metabolism in a humic lake: pool sizes and cycling through zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* **35**: 84-99.
- Hobbie, J.E., and G.E. Likens. 1973. Output of phosphorus, dissolved organic carbon, and fine particulate carbon from Hubbard Brook watersheds. *Limnol. Oceanogr.* **18** : 734-742.
- Hurley, J.P., C.J. Watras, and N.S. Bloom. 1991. Mercury cycling in a northern Wisconsin lake : the role of particulate matter in vertical transport. *Wat. Air Soil Pollut.* **56** : 543-551.
- 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.
- Jackson, T.A. 1988. The mercury problem in recently formed reservoirs of northern Manitoba (Canada): effects of impoundment and other factors on the production of methylmercury by microorganisms in sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45** : 97-121.

- Jewett, K., D. Daugharty, H.H. Krause, and P.A. Arp. 1995. Watershed responses to clear-cutting : effects on soil solutions and stream water discharge in central New Brunswick. *Can. J. Soil Sci.* **75** : 475-490.
- Johansson, K., and A. Iverfeldt. 1994. The relation between mercury content in soil and the transport of mercury from small catchments in Sweden. In : *Mercury pollution - integration and synthesis*. Edited by C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 473-523.
- Johansson, K., M. Aastrup, A. Andersson, L. Bringmark, and A. Iverfeldt. 1991. Mercury in Swedish forest soils and waters - assessment of critical load. *Wat. Air Soil Pollut.* **56** : 267-281.
- Keenan, R.J., and J.P. Kimmins. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environ. Rev.* **1**: 121-144.
- Langlois, C., R. Langis, and M. Pérusse. 1995. Mercury contamination in northern Québec environment and wildlife. *Wat. Air Soil Pollut.* **80** : 1021-1024.
- Lee, Y.H., G.C. Borg, A. Iverfeldt, and H. Hultberg. 1994. Fluxes and turnover of methylmercury : mercury pools in forest soils. In : *Mercury pollution - integration and synthesis*. Edited by C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 329 - 341.
- Lewis, W. M. Jr. 1974. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. *Ecology* **55**: 1120-1127.

- Likens, G.E., and F.H. Bormann. 1974. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *Bioscience* **24** : 447-456.
- Lodenius, M. 1994. Mercury in terrestrial ecosystems : a review. In : Mercury pollution - integration and synthesis. Edited by C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 343 - 354.
- Lodenius, M. 1987. Factors affecting the mobilization of mercury from soil. In : Heavy metals in the environment. Edited by : S.E. Lindberg and T.C. Hutchinson. Proc. Internat. Conf. New Orleans, USA.
- Mason, R.P., J.R. Reinfelder, and F.M.M. Morel. 1995. Biaccumulation of mercury and methylmercury. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 915-921.
- Matilainen, T., M. Verta, M. Niemi, and A. Uusi-Rauva. 1991. Specific rates of net methylmercury production in lake sediments. *Wat. Air Soil Pollut.* **56** : 595-605.
- McColl, J.G., and D.F. Grigal. 1977. Nutrient changes following a forest wildfire in Minnesota : effects in watersheds with differing soils. *Oikos* **28** : 105-112.
- McDowell, W.H., and G.E. Likens. 1988. Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecological Monographs* **58** : 177-195.
- McMurtry, M.J., D.L. Wales, W.A. Scheider, G.L. Beggs, and P.E. Dimond. 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.

- 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, and H. Parkman. 1988. Seasonal mercury accumulation patterns in mesoplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **23** : 1639-1640.
- Mierle, G., and 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., J.W.M. Rudd, and C. A. Kelly. 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.
- Nater, E.A., and D.F. Grigal. 1992. Regional trends in mercury distribution across the Great Lakes states, north central USA. *Nature* **358** : 139-141.
- Natural Resources Canada. 1995-1996. The state of Canada's forests. Canadian forest service. 112p.
- Nusch, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* **14** : 14-36.
- Parkman, H., and M. Meili. 1993. Mercury in macroinvertebrates from Swedish forest lakes : influence of lake type, habitat, life cycle and food quality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50** : 521-534.

- Pinel-Alloul, B., G. Méthot, and F. Pilett. 1995. Coldwater lakes project. Studies of timber management effects on aquatic ecosystems zooplankton communities in natural lakes : pre-deforestation 1991 year. Summary report presented to Dr. Robert Steedman - Center for northern forest ecosystem research (CNFER).
- Plourde, Y., M. Lucotte, and P. Pichet. 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., and N.S. Bloom. 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., C.A. Kelly, J.W.M. Rudd, and A. Furutani. 1993. Sites of methylmercury production in remote Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50** : 972-979.
- Rask, M., T.J. Metsala, and K. Salonen. 1994. Mercury in the food chains of a small polyhumic forest lake in southern Finland. In : Mercury pollution - integration and synthesis. Edited by C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 409-416.
- Rask, M., and R. Metsala. 1991. Mercury concentrations in northern pike, *Esox Lucius* L., in small lakes of Evo area, southern Finland. *Wat. Air Soil Pollut.* **56**: 369-378.

- Rasmussen, J.B., L. Godbout, and M. Schallenberg. 1989. The humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry. *Limnol. Oceanogr.* **34** : 1336-1343.
- Ressources Naturelles Canada. 1995. Recueil de statistiques forestières canadiennes. Rapport d'information E-X-48F. Direction générale de l'industrie, de l'économie et des programmes. Service canadien des forêts. 169p.
- Ribeyre, F., A. Boudou, and A. Delarche. 1981. Contamination d'une chaîne trophique expérimentale par le méthyl mercure: importance du système 'producteur-consommateur primaire'. *Environ. Pollution. Series A*, **24**: 193-206.
- Rudd, J.W.M. 1995. Sources of methylmercury to freshwater ecosystems: a review. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 697-713.
- Sartory, D.P., and J.U. Grobelaar. 1984. Extraction of chlorophyll *a* from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* **114** : 177-187.
- Schiff, S.L., R. Aravena, S.E. Trumbore, M.J. Hinton, R. Elgood, and P.J. Dillon. 1997. Export of DOC from forested catchments on the Precambrian Shield of central Ontario : clues from ¹³C and ¹⁴C. *Biogeochemistry* **36** : 43-65.
- Schindler, D.W., R.W. Newbury, K.G. Beaty, J. Prokopowich, T. Rusczyński, and J.A. Dalton. 1980. Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses

- from forested watersheds and on the quality of receiving streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37** : 328-334.
- Schindler, D.W., S.E. Bayley, P.J. Curtis, B.R. Parker, M.P. Stainton, and C.A. Kelly. 1992. Natural and man-caused factors affecting the abundance and cycling of dissolved organic substances in precambrian shield lakes. *Hydrobiologia* **229** : 1-21.
- Schut, P.H., R.D. Evans, and W.A. Scheider. 1986. Variation in trace metals exports from small Canadian shield watersheds. 1986. *Wat. Air Soil Pollut.* **28** : 225-237.
- Shafer, M.M. , J.T. Overdier , J.P.Hurley, D. Armstrong, and D. Webb. 1997. The influence of dissolved organic carbon, suspended particulates, and hydrology on the concentration, partitioning and variability of trace metals in two contrasting Wisconsin watersheds (USA). *Chemical Geology* **136** : 71-97.
- Slemr, F., W. Junkermann, R.W.H. Schmidt, and R. Sladkovic. 1995. Indication of change in global and regional trends of atmospheric mercury concentrations. *Geophysical Res. Letters* **22** : 2143-2146.
- Stainton, M.P., M.J. Capel, and F.A.J. Armstrong. 1977. The chemical analysis of freshwater, 2nd ed., *Can. Fish. Mar. Serv. Misc. Spec. Publ.* **25**. 166p.
- St. Louis, V.L., J.W.M. Rudd, C.A. Kelly, and L.A. Barrie. 1995. Wet deposition of methylmercury in northwestern Ontario compared to other geographic locations. *Wat. Air Soil Pollut.* **80** : 405-414.

- Tremblay, A., M. Lucotte, and D. Rowan. 1995. Different factors related to mercury concentration in sediments and zooplankton of 73 Canadian lakes. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 961-970.
- Tremblay, A., M. Lucotte, and Rheault, I. 1996. Methyl mercury in a benthic food chain of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of northern Quebec (Canada). *Wat. Air Soil Pollut.* **91**: 255-269.
- Tremblay, A., and M. Lucotte. 1997. Accumulation of total mercury and methyl mercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54** : 832-841.
- Watras, C., and N.S. Bloom. 1992. Mercury and methylmercury in individual zooplankton: implications for bioaccumulation. *Limnol. Oceanogr.* **37**: 1313-1318.
- Watras, C., and N.S. Bloom. 1994. The vertical distribution of mercury species in Wisconsin lakes : accumulation in plankton layers. In : *Mercury pollution - integration and synthesis*. Edited by C.J. Watras and J.W. Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 137-152.
- Westcott, K., and J. Kalff. 1996. Environmental factors affecting methylmercury accumulation in zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53** : 2221-2228.
- Winfrey, M.R., and J.W.M. Rudd. 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes : a review. *Environ. Toxicol. Chem.* **9** : 853-869.

Conclusions générales

Dans cette étude, nous avons comparé les effets de la coupe forestière et des feux de forêt sur la contamination en méthyl mercure (MeHg) du zooplancton de 38 lacs de la forêt boréale. Nos résultats ont montré que le zooplancton des lacs dont le bassin versant avait été coupé présentait des teneurs en MeHg légèrement mais significativement supérieures à celui des lacs brûlés ou non perturbés. Entre ces deux derniers groupes de lacs, les différences n'étaient cependant pas significatives. Les lacs coupés présentaient également les concentrations les plus élevées en carbone organique dissous (COD), un indicateur du transfert de matière organique du bassin versant vers les lacs. Puisque le mercure est associé à la matière humique du sol des bassins versants, et que nos résultats suggèrent que la coupe forestière entraîne une augmentation de l'apport en COD aux lacs, il est probable que les concentrations plus élevées en MeHg dans le zooplancton des lacs coupés soient attribuables à la coupe forestière. Ces constatations sont renforcées par le fait que le COD a été la seule variable corrélée positivement avec le MeHg dans le zooplancton, pour les trois groupes de lacs considérés ensemble ou séparément. De plus, le COD a été retenu dans tous les modèles de prédiction du MeHg. En ce qui concerne les lacs dont le bassin versant avait été brûlé, il est possible que les teneurs relativement faibles en MeHg observées dans le zooplancton résultent de la volatilisation d'une partie du mercure lié à la matière organique. Il faut cependant souligner que des variables autres que le COD expliquent en partie la contamination du zooplancton

en MeHg dans nos modèles de régression multiple. Ainsi, des variables reliées à la localisation géographique (latitude et longitude), à la morphométrie des bassins versants (pente), à l'acidité (pH), à la biomasse algale (chlorophylle *a*) et à la composition du zooplancton (formes immatures) ont été aussi retenues par les différents modèles prédictifs. En outre, des variations saisonnières ont été observées dans les teneurs en MeHg du zooplancton des trois traitements, ce qui coïncide avec les constatations de plusieurs études selon lesquelles la température influence le taux de méthylation du mercure ainsi que l'assimilation du MeHg par les organismes aquatiques. Cet ensemble de résultats nous permet de conclure que plusieurs facteurs régissent la biodisponibilité du MeHg dans le milieu aquatique. Dans ce contexte, les perturbations du bassin versant peuvent être envisagées comme un des facteurs qui contribuent à la contamination du zooplancton par le mercure.

D'autre part, rappelons que l'échantillonnage du zooplancton a eu lieu environ une année après les perturbations. Il est concevable que la mobilisation et l'exportation de matière organique et de mercure aient été particulièrement prononcés par rapport à ce qu'elles seront dans le futur. En effet, quelques auteurs ont observé que l'apport de COD et de nutriments vers les ruisseaux et les lacs était plus accentué dans les deux premières années après la coupe ou le feu, et tendait à diminuer dans les années suivantes (Meyer et Tate, 1983 ; Schindler *et al.*, 1992, Bayley *et al.*, 1992). Un suivi à plus long terme nous permettrait de

mieux connaître la dynamique du mercure dans les écosystèmes aquatiques dont les bassins versants ont été perturbés.

Jusqu'à présent, nous n'avons aucune information à propos des teneurs en MeHg chez les poissons des lacs étudiés. Les niveaux de contamination de ces poissons pourraient, en partie, être inférés à partir des concentrations trouvées chez le zooplancton des mêmes lacs. Westcott et Kalff (1996), par exemple, ont trouvé une corrélation significative entre les teneurs en MeHg des cladocères et les teneurs en mercure de l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) et à grande bouche (*M. salmoides*) dans onze lacs, malgré le fait que ces poissons ne se nourrissent pas directement du zooplancton. Puisque les poissons de nombreux lacs de la forêt boréale présentent déjà des niveaux de mercure qui dépassent les limites pour la consommation humaine, il est probable que les effets observés au niveau du zooplancton se répercutent au niveau des poissons. Ainsi, des apports accrus de mercure vers les lacs dus à la coupe forestière affecteraient non seulement la qualité de l'eau et les organismes aquatiques, mais pourraient présenter des risques pour la santé humaine, particulièrement chez les communautés autochtones pratiquant une pêche soutenue dans la région. Les résultats obtenus dans cette étude suggèrent que la contamination des milieux aquatiques par le MeHg pourrait devenir un des facteurs qui devront être considérés dans le développement de stratégies de gestion durable de la forêt. L'analyse des concentrations de mercure chez les poissons de lacs perturbés pourrait servir d'outil supplémentaire d'évaluation des effets de la coupe forestière sur la contamination en mercure.

Références bibliographiques

- Andersson, A. 1979. Mercury in soils. Dans: The biogeochemistry of mercury in the environment. Édité par J.O. Nriagu. Elsevier/North-Holland Biochemical Press, New York. pp.79-112.
- 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.
- Back, R.C. et Watras, C.J. 1995. Mercury in zooplankton of 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. et Stainton, M.P. 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds : nitrogen and phosphorus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49** : 584-596.
- 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.
- Bishop, K., Lee, Y.H., Petterson, C. et Allard, B. 1995a. Terrestrial sources of methylmercury in surface waters: the importance of the riparian zone on the Svartberget catchment. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 435-444.
- Bishop, K., Lee, Y.H., Petterson, C. et Allard, B. 1995b. Methylmercury output from the Svartberget catchment in northern Sweden during spring food. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 445-454.

- Bisogni, J.J.Jr. 1979. Kinetics of MeHg formation and decomposition in aquatic environments. Dans: The biogeochemistry of Hg in the environment. Édité par J.O. Nriagu. Elsevier/North-Holland Biochemical Press, New York. pp. 211-230.
- 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.
- Bodaly, R.A., Hecky, R.E. et Fudge, J.P. 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **41**: 682-691.
- 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.

- von Burg, R. et Greenwood, M.R. 1991. Mercury. Dans: Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance. Édité par E. Merian. VCH, New York. pp. 1045-1088
- 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.
- 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.
- CRFQ - Conseil de la Recherche Forestière au Québec. 1995. Le secteur forestier québécois face à ses défis: des orientations de recherche et de développement. 47 p.
- 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. Cosmochim. Acta **49**: 1697-1705.
- Dmytriw, R., Mucci, A., Lucotte, M. et Pichet, P. 1995. The partitioning of Hg in the solid components of dry and flooded forest soil and sediments from a hydroelectric reservoir, Quebec (Canada). Wat. Air Soil Pollut. **80**: 1099-1103.

- Fitzgerald, W.F. et Clarkson, T.W. 1991. Mercury and monomethylmercury : present and future concerns. *Environmental Health Perspectives* **96**: 159-166.
- Fuller, R.D., Simone, D.M. et Driscoll, C.T. 1988. Forest clearcutting effects on trace metal concentrations : spatial patterns in soil solutions and streams. *Wat. Air Soil Pollut.* **40** : 185-195.
- Hecky, R.E., Ramsey, D.J., Bodaly, R.A. et Strange, N.E. 1991. Increase methyl Hg contamination in fish in newly formed freshwaters reservoirs. Dans: *Advances in mercury toxicology*. Édité par T. Suzuki, N. Imura et T.W. Clarkson, Plenum Press, New York. pp.33-52.
- Hessen, D.O., Andersen, T. et Lyche, A. 1990. Carbon metabolism in a humic lake: pool sizes and cycling through zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* **35**: 84-99.
- 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.
- Hudson, R.J.M., Ghern, S.A., Watras, C.J. et Porcella, D.B. 1994. Modeling the biogeochemical cycle of mercury in lakes: the mercury cycling model (MCM) and its application to the MTL study lake. Dans: *Mercury pollution - integration and synthesis*. Édité par C.J. Watras et J.W.Huckabee. Lewis Publishing Co., Boca Raton, Fla. pp. 473-523.

- Jackson, T.A. 1988. The mercury problem in recently formed reservoirs of northern Manitoba (Canada): effects of impoundment and other factors on the production of methylmercury by microorganisms in sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45** : 97-121.
- Jackson, T.A. 1986. Methylmercury levels in a polluted prairie river-lake system : seasonal and site-specific variations, and the dominant influence of trophic conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43**: 1873-1887.
- Jensen, S. et Jernelöv, A. 1969. Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature* **223**: 753-754.
- 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.
- Jewett, K., Daugharty, D., Krause, H.H. et Arp, P.A. 1995. Watershed responses to clear-cutting : effects on soil solutions and stream water discharge in central New Brunswick. *Can. J. Soil Sci.* **75** : 475-490.
- 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.

- Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., St. Louis, V.L. et Heyes, A. 1995. Is the mercury concentration a good predictor of methylmercury concentration in aquatic systems? *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 715-724.
- 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.
- Korhonen, P, Virtanen, M. et Schultz, T. 1995. Bioenergetic calculation of mercury accumulation in fish. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 901-904.
- 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.
- Lewis, W. M. Jr. 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. Dans: *Regional and Global Mercury Cycles*. Édité par W. Baeyens et O.Vasiliev. NATO ASI Series, Novosibersk, Siberia.
- Louchouart, P., Lucotte, M., Mucci, A. et Pichet, P. 1993. Geochemistry of mercury in two hydroelectric reservoirs in Quebec, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50**: 269-281.
- Lucotte, M., Mucci, A., Hillaire-Marcel, C., Pichet, P. et Grondin, A. 1995. Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of Northern Quebec (Canada). *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 467-476.
- Mason, R.P., Reinfelder, J.R. et Morel, F.M.M. 1995. Biaccumulation of mercury and methylmercury. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 915-921.
- Matilainen, T. 1995. Involvement of bacteria in methylmercury formation in anaerobic lake waters. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 757-764.
- McColl, J.G. et Grigal, D.F. 1977. Nutrient changes following a forest wildfire in Minnesota : effects in watersheds with differing soils. *Oikos* **28** : 105-112.

- Meili, M. 1991a. 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. 1991b. Mercury in forest lakes ecosystems : bioavailability, bioaccumulation and biomagnification. *Wat. Air and Soil Pollut.* **55** : 131-157.
- 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.
- Meyer, J.L. et Tate, C.M. 1983. The effects of watershed disturbance on dissolved organic carbon dynamics of a stream. *Ecology* **64** : 33-44.
- 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.
- Mucci, A., Lucotte, M., Montgomery, S., Plourde, Y., Pichet, P. et Tra, H.V. 1995. Mercury remobilization from flooded soils in a hydroelectric reservoir of northern Québec, Lg-2: results of a soil resuspension experiment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **52**: 2507-2517.
- 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.
- Plamondon, A.P. 1996. Hydrologie forestière et aménagement du bassin hydrographique. Dans: *Manuel de foresterie*. Edité par l'Ordre des

- ingénieurs forestiers du Québec. Les Presses de l'Université Laval, Québec. pp. 286-329.
- Plourde, Y., Lucotte, M., 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.
- 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. et Verta, M. 1995. Concentrations and amounts of MeHg in water and fish in the limed and acid basins of a small lake. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 577-580.
- 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.
- 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.
- Robitaille, D. 1996. Gestion du feu en forêt. Dans: Manuel de foresterie. Édité par l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Les Presses de l'Université Laval, Québec. pp. 1089-1110.
- Rudd, J.W.M. 1995. Sources of methylmercury to freshwater ecosystems: a review. Wat. Air Soil Pollut. **80**: 697-713.
- Schiff, S.L., Aravena R., Trumbore, R.E., Hinton, M.J., Elgood, R. et P.J. Dillon. 1997. Export of DOC from forested catchments on the Precambrian Shield of central Ontario : clues from ^{13}C and ^{14}C . Biogeochemistry **36** : 43-65.
- Schindler, D.W., Newbury, R.W., Beaty, K.G., Prokopowich, J., Ruszczynski, T. et Dalton, J.A. 1980. Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **37** : 328-334.
- Schindler, D.W., Bayley, S.E., Curtis, P.J., Paker, B.R., Stainton, M.P. et Kelly, C.A. 1992. Natural and man-caused factors affecting the abundance and cycling of dissolved organic substances in Precambrian Shield lakes. Hydrobiologia **229** : 1-21.
- Scott, D.F. et van Wick, D.B. 1992. The effects of fire on soil water repellency, catchment sediment yields and streamflows. Dans: Fire in South Africa mountain fynbos - Ecosystem community and species response. Édité par

- B.W. van Wilgen, D.M. Richardson, F.J. Kruger et H.J. van Hensbergen. *Ecological Studies* v. 93. Springer-Verlag. New York. pp. 216-239.
- Shilts, W.W. et Coker, W.B. 1995. Mercury anomalies in lake water and in commercially harvested fish, Kaminak Lake area, district of Keewatin, Canada. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 881-884.
- 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.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A. et Barrie, L.A. 1995. Wet deposition of methyl mercury in northwestern Ontario compared to other geographic locations. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 405-414.
- 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.
- Tremblay, A., Lucotte, M. et Rowan, D. 1995. Different factors related to mercury concentration in sediments and zooplankton of 73 Canadian lakes. *Wat. Air Soil Pollut.* **80**: 961-970.
- 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.
- Wren, C.D., Maccrimmon, H.R. et Loescher, B.R. 1983. Examination of bioaccumulation and biomagnification of metals in a Precambrian Shield lake. *Wat. Air Soil Pollut.* **19**: 277-291.
- 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.

Annexes

Annexe 1 - Teneurs en MeHg (ng.g^{-1} poids sec) dans le zooplancton des 38 lacs pour les trois périodes d'échantillonnage. Les valeurs correspondent à la moyenne de deux analyses faites à partir d'une seule digestion de chaque échantillon.

Référence	Coupés			Brûlés						
	Juin	Juillet	Septembre	Juin	Juillet	Septembre				
N5	107.2	157	132.9	C2	111	160.5	119.8	173.5	376.7	314.9
N16	129.2	135.2	116.2	C9	115.7	181.1	150.6	91.6	107.3	98.4
N35		114.4	173.8	C12	166.4	164.3	131.4	83.5	94.2	116
N55	68.2	85	69.5	C23	102.9	226.1	165.6	64.5	46.8	63.5
N56	127.7	160.6	167.8	C24	111.4	203	128.2	75.7	144.4	145.2
N59		143.2	165.2	C29	39	42	35.2	106.6	119	97.8
N63	100.3	96.7	82.4	C40	95.5	162.5	148.6	99	108.7	85.7
N70	150.0	103.2	136.2	C44	111.8	113.2	145.8	74.2	125.9	127.8
N82	61.3	176.1	128.8	C48	151.4	205	157.7	49.6	105.5	108.8
N84	63.0	91.5	103.6							
N88	62.4	160.1	94.8							
N89		55.1	74.7							
N106	98.6	165.7	76.7							
N107	80.5	134.7	99.6							
N120	56.8	57.8	60.1							
N122	123.1	150.1	164							
P25	90.6	169.3	181.3							
P109	70.6	139.7	94.2							
P110	50.2	111.3	102.7							
N43	97.9	136	118.7							

Annexe 2 - Récupération du MeHg dans le matériel certifié - DORM 1 - chien de mer (NRCC). Valeur attendue = $0,731 + 0.060 \text{ mg.kg}^{-1}$. N = 25.

Date du dosage	MeHg récupéré (mg.kg-1)	% récupération
28-04-97	0.775	106.0
29-04-97	0.667	91.2
30-04-98	0.688	94.1
01-05-97	0.666	91.1
02-05-97	0.755	103.3
05-05-97	0.652	89.2
05-05-97	0.648	88.6
06-05-97	0.721	98.6
07-05-97	0.675	92.3
08-05-97	0.651	89.1
09-05-97	0.757	103.6
10-05-97	0.665	91.0
11-05-97	0.726	99.3
15-05-97	0.653	89.3
15-05-97	0.623	85.2
16-05-97	0.632	86.5
16-05-97	0.688	94.1
17-05-97	0.605	82.8
17-05-97	0.708	96.9
18-05-97	0.711	97.3
19-05-97	0.738	101.0
19-05-97	0.722	98.8
20-05-97	0.745	101.9
21-05-97	0.724	99.0
23-05-97	0.704	96.3
	0,692 ± 0,045	94.7 ± 6.2

Annexe 3 - Biomasse relative des différents taxa de zooplancton trouvés dans les lacs échantillonnés. *C* et *F* = lacs dont le bassin versant a été coupé et brûlé, respectivement ; *N* ou *P* = lacs de référence.

	FP31		FP32	
	6-96	7-96	6-96	7-96
Cyclopoïde	8.9	11.0	2.3	15.2
Copepodite	0.0	0.1	2.1	0.2
Calanoïde	3.3	14.2	3.8	6.4
<i>Epischura</i> sp	0.0	0.0	0.0	0.3
<i>Daphnia</i> spp	48.8	64.3	89.3	38.6
<i>Holopedium</i> sp	38.7	8.2	0.0	35.8
<i>Bosmina</i> spp	0.0	0.0	0.1	1.1
<i>Diaphanosoma</i> spp	0.0	0.1	0.0	0.0
Clad. immat.	0.1	0.1	0.2	0.1
<i>Leptodora</i> sp	0.0	0.1	0.0	0.0
<i>Chaoborus</i> spp	0.0	1.9	0.0	0.1
<i>Asplanchna</i> spp	0.0	0.0	0.0	2.2
				11.8
				20.9
				0.1
				44.6
				0.0
				31.0
				0.7
				1.4
				0.4
				0.0
				0.0
				0.7
				0.1

Annexe - Valeurs de : carbone organique dissous (COD), sulfate, chlorophylle a (chlor a), phosphore total (PT), nitrate, pH et alcalinité de l'eau des 38 lacs étudiés pour les trois périodes d'échantillonnage. Les valeurs correspondent à la moyenne de deux répliqués.

