

UNIVERSITE DU QUEBEC

MEMOIRE

PRESENTÉ A

L'UNIVERSITE DU QUEBEC A TROIS-RIVIERES

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAITRISE EN ENVIRONNEMENT

par

JOSEE FORTIN

TENEURS EN ELEMENTS DANS L'EAU ET LE MUSCLE DE POISSONS DE
TREIZE LACS DU SUD DE LA MAURICIE EN FONCTION D'UN GRADIENT
D'ACIDITE DE L'EAU DES LACS

MAI 1990

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à toutes les personnes qui ont contribué à la mise en oeuvre de ce projet de recherche et particulièrement: le Dr. Antoine Aubin, directeur de maîtrise, pour son intérêt constant et ses conseils ainsi que le Dr. Jean-Pierre Schmit, responsable du laboratoire de spectrométrie de masse appliquée de l'université du Québec à Montréal, pour son accueil au laboratoire, sa disponibilité, ses conseils et toutes les facilités mises à ma disposition.

Je remercie également les gens du laboratoire, Christina, Diane 1, Diane 2, Odette et Yves pour leurs conseils et leur aide technique apportés lors de mon séjour au laboratoire.

Je désire souligner aussi la participation, lors de la période d'échantillonnage, de l'équipe de travail de Michel Groleau de la Direction de la qualité du milieu aquatique du ministère de l'Environnement.

RESUME

La teneur de 29 éléments a été analysée dans l'eau et le muscle de trois espèces ichyennes (le Grand brochet (*Esox lucius*), la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) et la perchaude (*Perca flavescens*)), récoltés dans treize lacs de la région du sud de la Mauricie, Québec. Le pH de ces lacs s'étale de 5,22 à 7,06.

Le but premier de cette étude est de vérifier si la teneur en éléments dans le muscle de poissons est liée au pH de l'eau et/ou à la teneur en éléments dans l'eau. Et en second lieu, de rechercher la présence de relation entre la teneur en éléments dans l'eau et l'augmentation de l'acidité de l'eau des lacs.

Dans l'eau des lacs, seize éléments (Al, B, Ba, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Rb, Sc, Sr, Ti, Ti, V, Zn et Zr) des 29 éléments analysés ont été détectés. Parmi ceux-ci quatre éléments (aluminium, bore, manganèse, strontium) présentent une certaine sensibilité au pH de l'eau. Les teneurs moyennes de l'aluminium, du bore et du strontium par classe de pH comportent des différences significatives ($p < 0,01$). Les teneurs en aluminium, en manganèse et en strontium ont été corrélées significativement avec le pH de l'eau ($r = -0.89$, $p < 0,001$; $r = -0.66$, $p < 0,01$; $r = 0.88$, $p < 0,001$).

Pour chaque élément mesuré dans le muscle de poissons, il n'y a pas de différence significative ($p < 0,05$) dans la teneur des éléments entre les espèces de poissons sauf pour le rubidium et le manganèse. Des 29 éléments détectés dans le muscle de poissons, cinq éléments (chrome, étain, molybdène, plomb, rubidium) ont des moyennes significativement différentes ($p < 0,05$) entre les classes de pH (sans distinction quant à l'espèce). A l'intérieur de chaque espèce des différences significatives ($p < 0,05$) existent dans la concentration moyenne des éléments entre les classes de pH, mais les éléments varient d'une

espèce à l'autre. Aucun des éléments analysés dans le muscle des poissons a sa concentration corrélée avec le pH ou avec sa concentration dans l'eau. La charge musculaire en éléments des poissons n'est pas directement dépendante du pH ou de la teneur du même élément dans l'eau, mais semblent résulter de l'interaction de plusieurs facteurs.

TABLE DES MATIERES

	Page
REMERCIEMENTS	ii
RESUME	iii
TABLE DES MATIERES	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES ANNEXES	ix
 INTRODUCTION	 1
 CHAPITRE I. REVUE DE LITTERATURE	 5
1. La problématique des dépôts acides	5
1.1 Les dépôts acides	5
1.2 Sensibilité du milieu face à l'acidification	8
2. Le milieu aquatique et les dépôts acides	11
2.1 Le milieu aquatique non perturbé par les dépôts acides	11
2.2 L'acidification du milieu aquatique	12
3. L'augmentation de la teneur en éléments dans l'eau des lacs acidifiés	14
4. La teneur en éléments dans les poissons.....	17
4.1 Chimie des éléments dans l'eau	17
4.2 L'absorption et l'accumulation des éléments dans les poissons	19
5. La teneur en éléments dans les poissons en relation avec les dépôts acides.....	20
5.1 Vue d'ensemble de la recherche sur la teneur en éléments dans les poissons en relation avec les dépôts acides	20
5.2 L'augmentation de la teneur en éléments dans les poissons	25
 CHAPITRE II. METHODE.....	 29
1. Territoire à l'étude.....	29
2. Protocole d'échantillonnage	29
3. Analyse chimique.....	33

3.1 Protocole d'analyse chimique	3 4
3.1.1 Digestion des échantillons	3 4
3.1.2 Analyse des échantillons	3 4
4. Analyse statistique des données	3 6
 CHAPITRE III. RESULTATS ET DISCUSSION	3 8
 1. L'eau	3 8
1.1 Teneur des éléments dans l'eau des lacs	3 8
1.1.1 Les éléments fréquemment étudiés	4 1
1.1.2 Les éléments peu étudiés	4 5
1.2 Teneur des éléments dans l'eau des lacs en relation avec le pH de l'eau	4 7
2. Les poissons	5 5
2.1 Teneur des éléments dans le muscle de poissons	5 5
2.1.1 Les éléments fréquemment étudiés	5 6
2.1.2 Les éléments peu étudiés	6 5
2.2 Teneur des éléments dans le muscle de poissons des différentes espèces	6 7
2.3 Teneur des éléments dans le muscle de poissons en relation avec la teneur des éléments dans l'eau et avec le pH de l'eau	6 7
 CONCLUSION	7 7
 BIBLIOGRAPHIE	7 9

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1. Eléments chimiques analysés.....	4
2. Formes chimiques possibles des éléments dans l'eau (adapté de Campbell et al., 1985)	18
3. Facteurs mis en relation avec la teneur en éléments dans les poissons dans les différentes études de l'est de l'Amérique du nord.....	23
4. PH des lacs étudiés et nombre de poissons par espèce et par lac analysés.....	32
5. Statistiques descriptives des teneurs des éléments dans l'eau pour l'ensemble des lacs.....	39
6. Teneur ($\mu\text{g/L}$) des éléments dans l'eau.....	46
7. Moyennes des teneurs ($\mu\text{g/L}$) des éléments dans l'eau des lacs par classe de pH.....	48
8. Coefficient de corrélation de Pearson et niveau de signification entre la teneur des éléments dans l'eau et le pH de l'eau des lacs.....	49
9. Statistiques descriptives des teneurs ($\mu\text{g/g poids humide}$) des éléments dans le muscle des poissons sur l'ensemble des poissons.....	58
10. Teneur ($\mu\text{g/g poids humide}$) des éléments dans le muscle ou la chair de poissons	66
11. Moyennes des teneurs ($\mu\text{g/g poids humide}$) des éléments dans le muscle par espèce.....	68
12. Moyennes des teneurs ($\mu\text{g/g poids humide}$) des éléments dans le muscle des poissons par classe de pH.....	71
13. Moyennes des teneurs ($\mu\text{g/g poids humide}$) des éléments dans le muscle des différentes espèces par classe de pH.....	72

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1. Sensibilité de la roche en place et des sols dérivés aux effets des précipitations acides (tiré de Shilts et al., 1981).....	9
2. Sensibilité des sédiments de surface glaciaires aux effets des précipitations acides (tiré de Shilts et al., 1981).....	10
3. Localisation des 13 lacs étudiés dans la région de la Mauricie-sud (adapté de Tremblay, 1989)	30
4. Bilan inorganique moyen de l'eau des lacs	40
5. Relation entre la teneur en aluminium dans l'eau et le pH des lacs	50
6. Relation entre la teneur en manganèse dans l'eau et le pH des lacs	51
7. Relation entre la teneur en strontium dans l'eau et le pH des lacs	52
8. Bilan inorganique moyen du muscle des poissons.....	57

LISTE DES ANNEXES

	Page
Annexe	
1. Teneurs des éléments dans l'eau des lacs et statistiques descriptives associées	8 8
2. Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)	9 0
3. Statistiques descriptives des teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle de poissons pour les différentes espèces	10 5

INTRODUCTION

L'intérêt porté par la communauté scientifique internationale vis-à-vis le phénomène des dépôts acides remonte à la fin des années 1960. En fait depuis que les pays scandinaves ont constaté la détérioration de leurs écosystèmes aquatiques, et à relier celle-ci aux émissions de polluants issues des activités anthropogéniques et à leurs dépôts sous forme d'acide sulfurique, d'acide nitrique et de précurseurs d'acides sur leur territoire.

De nos jours, l'est du Canada, les Etats-Unis et plusieurs pays de l'Europe sont au prise avec ce problème environnemental et jusqu'à ce jour de nombreuses études ont eu lieu. L'acidification graduelle des écosystèmes aquatiques et ses implications négatives sur le biote aquatique sont maintenant des faits reconnus. L'acidification d'un plan d'eau se manifeste par divers changements au niveau de ses caractéristiques physico-chimiques, notamment par une augmentation de la teneur de certains métaux dans les sédiments et dans la colonne d'eau. Conséquemment à l'acidification et à l'augmentation de la teneur en métaux dans le milieu les organismes vivants seront susceptibles d'accumuler des métaux dans leurs tissus. Cette accumulation d'éléments toxiques chez les organismes peut entraîner des problèmes physiologiques, de plus la consommation d'organismes contaminés peut présenter des dangers pour l'humain.

Au Québec, la recherche sur les dépôts acides en milieu aquatique a débuté vers la fin des années 1970, conduite par différents ministères au niveau provincial et national, et aussi par divers chercheurs du milieu universitaire. Divers aspects de la question ont été et sont encore l'objet de recherches; l'origine des apports, le transport à grande distance des polluants aéroportés (TGDPA), la quantification des dépôts, la physico-chimie des

précipitations, la sensibilité du territoire, le degré d'acidification des lacs et les effets sur les différentes composantes de l'écosystème.

Quelques études (Bobée et al., 1982; Langlois et al., 1983; Langlois et al., 1985) ont abordé l'aspect de l'augmentation de la concentration des métaux dans l'eau en relation avec l'acidité de l'eau; des études qui ne traitent toutefois que de quelques éléments. Par ailleurs on retrouve peu d'informations sur la concentration des métaux dans le muscle de poissons en relation avec l'acidité de l'eau, mise à part, celles amenées par l'étude de Nadeau et al. (1984) sur la teneur de neufs métaux (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) dans la chair de poissons de trente-deux lacs du Québec de différents pH. Conséquemment il y a un grand nombre d'éléments (par exemple le rubidium, le strontium etc.) pour lesquels aucune information existe sur leur teneur dans l'eau et dans le muscle de poissons en relation ou non avec l'acidification des lacs québécois. De ce fait, l'exploration de tels sujets est assurément très recevable.

Le but premier de cette étude est de vérifier si la teneur en éléments dans le muscle de trois espèces ichyennes (le Grand brochet (*Esox lucius*), la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) et la perchaude (*Perca flavescens*)) est liée au pH de l'eau et/ou à la teneur en éléments dans l'eau. Et en second lieu, de rechercher la présence de relation entre la teneur en éléments dans l'eau et l'augmentation de l'acidité de l'eau des lacs.

Cette étude est réalisée sur 13 lacs dont le pH s'étale de 5,22 à 7,06, tous situés dans la région du sud de la Mauricie, une région qui fait partie des cinq grandes régions hydrographiques du Québec identifiées comme étant sensibles au processus d'acidification par le MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (Bobée et al., 1982):

Cette étude sur la teneur des éléments dans l'eau et dans le muscle de poisson utilise une technique d'analyse chimique relativement récente (1984) et encore peu utilisée dans le domaine de l'environnement; la spectrométrie de masse à source de plasma inductif ou communément nommée ICP-MS, permet l'analyse multiélémentaire d'un échantillon. Mettant à profil cette avantageuse qualité nous avons effectué l'analyse de 29 éléments (Tableau 1) dans le muscle de poissons et dans l'eau de lacs. Ce large éventail permettra ainsi de disposer d'une image aussi complète que possible de la teneur en éléments dans ces deux composantes biologiques.

Tableau 1. Éléments chimiques analysés

Symbolé chimique	Nom
Ag	Argent
Al	Aluminium
As	Arsenic
B	Bore
Ba	Baryum
Bi	Bismuth
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
Fe	Fer
Hg	Mercure
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
Ni	Nickel
Pb	Plomb
Rb	Rubidium
Sb	Antimoine
Sc	Scandium
Se	Sélénum
Sn	Etain
Sr	Strontium
Ti	Titane
Tl	Thallium
U	Uranium
V	Vanadium
W	Tungstène
Zn	Zinc
Zr	Zirconium

CHAPITRE I. REVUE DE LITTERATURE

1. La problématique des dépôts acides

1.1 Les dépôts acides

L'ère industrielle qui s'est amorcée à la fin du 19^{ème} siècle a certes apporté aux pays industriels des bienfaits au plan socio-économique, mais elle a aussi engendré des conséquences particulièrement néfastes sur le plan environnemental. Parmi les problèmes environnementaux de l'heure, la pollution causée par les précipitations acides en est un d'importance dans l'est de l'Amérique du Nord.

Le terme précipitation acide ou dépôt acide fait référence à des retombées atmosphériques d'acide nitrique et d'acide sulfurique ou encore à des précurseurs d'acide, les sulfates et les nitrates. Ces dépôts proviennent du transport atmosphérique des émissions de SO₂ et NO_x, produites par l'utilisation du charbon, du pétrole et de ses dérivés à des fins de combustion, de procédés industriels et de transport (Bobée et al., 1982). Une certaine partie de ces composés retrouvée dans l'atmosphère est aussi d'origine naturelle. La production naturelle de SO₂ et NO_x à l'échelle de la planète est estimée à 10% et 50%, respectivement. En 1980, la production d'origine anthropique nord-américaine de SO₂ et de NO_x étaient de 28 millions de tonnes et de 21 millions de tonnes, respectivement. Au Canada, les principaux points d'émanations de SO₂ sont les fonderies de métaux non ferreux de la région de Sudbury en Ontario et de la région de Rouyn-Noranda au Québec. Les émissions de NO_x d'origine diffuse sont principalement dues à l'utilisation des véhicules à essence (Bird et Rapport, 1986).

En Amérique du Nord, les émissions de SO₂ séjournent dans l'atmosphère en moyenne entre deux et cinq jours et celles de NO_x demeurent jusqu'à deux jours (Bird et Rapport, 1986). Lors de ce séjour, ces molécules peuvent être transporter sur des milliers de kilomètres et se transformer en différents composés. Au contact de l'air, le dioxyde de soufre et l'oxyde d'azote s'oxydent en sulfate (SO₄²⁻) et en nitrate (NO₃⁻), respectivement. Puis ces derniers composés s'hydratent en acide sulfurique et en acide nitrique au contact de l'eau, soit des gouttelettes des nuages ou des aérosols hygroscopiques (Valroff, 1985).

Les retombées au sol ont lieu sous forme de dépôts humides et de dépôts secs. Les dépôts humides arrivent au sol sous forme de pluie, de neige et de brouillard et peuvent être composés par de l'acide sulfurique, de l'acide nitrique et des précurseurs d'acide. Le dépôt de gaz (SO₂, NO_x, HNO₃) et de particules de divers diamètres de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ constituent les dépôts secs. Habituellement ceux-ci ont lieu à proximité de la source polluante (Environmental resources limited, 1983).

La dispersion et le transport de ces polluants sur de grandes distances dépendent entre autre des principes de circulation générale de l'air, c'est-à-dire de la direction et de la vitesse de déplacement des systèmes d'air ainsi que des nouvelles conditions créées par la rencontre de ces masses d'air (Valroff, 1985).

Dans l'est de l'Amérique du Nord, le système des vents dominants provient en général de l'ouest et du sud-ouest. Donc, avant d'entrer en territoire québécois les masses d'air se chargent de polluants acides lors de la traversée du Middle West américain et du sud de l'Ontario, zones passablement industrialisées (Québec, 1982). A cette charge en polluants s'ajoutera aussi les émissions produites par le Québec. On considère, que 50% des dépôts acides qui tombent sur la province originent des Etats-Unis et que l'Ontario et le Québec contribuent à parts égales à l'autre 50% (Québec, 1988).

On attribue principalement aux sulfates la responsabilité quant au processus d'acidification à long terme du milieu. Les dépôts moyens de sulfates au Québec pour les années 1982 à 1984 ont été de 16 à 28 kg/ha/an. Des études du MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) démontrent que 90% du territoire québécois reçoit des dépôts de 20 kg/ha/an et plus. On considère qu'à partir de cette charge des perturbations relativement importante peuvent survenir dans le milieu aquatique (Québec, 1988).

Le pH naturel de l'eau de pluie en équilibre avec le CO₂ atmosphérique est de 5,6 - 5,7, en déça de cette valeur la pluie est considérée comme acide. Au Québec, le pH moyen des précipitations a varié entre 4,3 et 4,8 pour l'année 1982 à 1984 (Québec, 1988).

En plus des rejets de polluants acides par les activités de l'homme, on assiste aussi au relargage d'éléments dans l'air. Les fonderies et l'utilisation de combustible fossile, relâchent dans l'atmosphère des éléments tels que l'argent, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le cuivre, le mercure, le manganèse, le molybdène, le nickel, le plomb, le sélénium, le vanadium et le zinc. Ces apports affectent le cycle biogéochimique naturel de ces éléments dans l'environnement. En contexte naturel ces éléments ne se retrouvent pas dans l'atmosphère sauf le mercure qui est un élément volatile (Campbell et al., 1985).

La contamination par les éléments a été constatée dans l'environnement immédiat des sources d'émissions, mais aussi dans des régions où ils n'existent aucune source ponctuelle et/ou diffuse d'émission. Le transport à grande distance des éléments est maintenant un fait reconnu et il a souvent été relié au transport (Environmental resources limited, 1983) et aux dépôts des polluants acides (Evans, et al., 1983).

1.2 Sensibilité du milieu face à l'acidification

Outre l'incidence non négligeable de la charge en polluants acides apportée au sol, les caractéristiques physiques d'un milieu (roche, dépôts meubles, sol) sont des paramètres importants quant à la sensibilité de celui-ci face à l'acidification. De part leurs caractéristiques les milieux n'ont pas tous la même aptitude à neutraliser l'apport d'acidité engendré par les dépôts acides.

La majeure partie du territoire du Québec repose sur le Bouclier Canadien; une assise de roche d'origine précambrienne caractérisée par des roches ignées et des roches métamorphiques. Ce substrat rocheux est composé en grande partie par du granite et des gneiss granitiques (Figure 1), à savoir des minéraux de type aluminosilicate. En plus de contenir très peu de minéraux calcaires, ces roches sont reconnues pour être difficilement altérable. En outre, les sédiments d'origines glaciaires et fluvio-glaciaires répartis au Québec sur le Bouclier Canadien résultent de l'érosion de ce socle. Ils n'offrent donc aucunement des dépôts meubles à caractère calcaire (Figure 2) (Shilts et al., 1981).

Au Québec, tout le territoire situé à l'ouest du fleuve St-Laurent, c'est-à-dire le territoire installé sur le Bouclier Canadien possède donc une faible capacité de neutralisation des dépôts acides et est considéré comme un milieu sensible à l'acidification (Harvey et al., 1981).

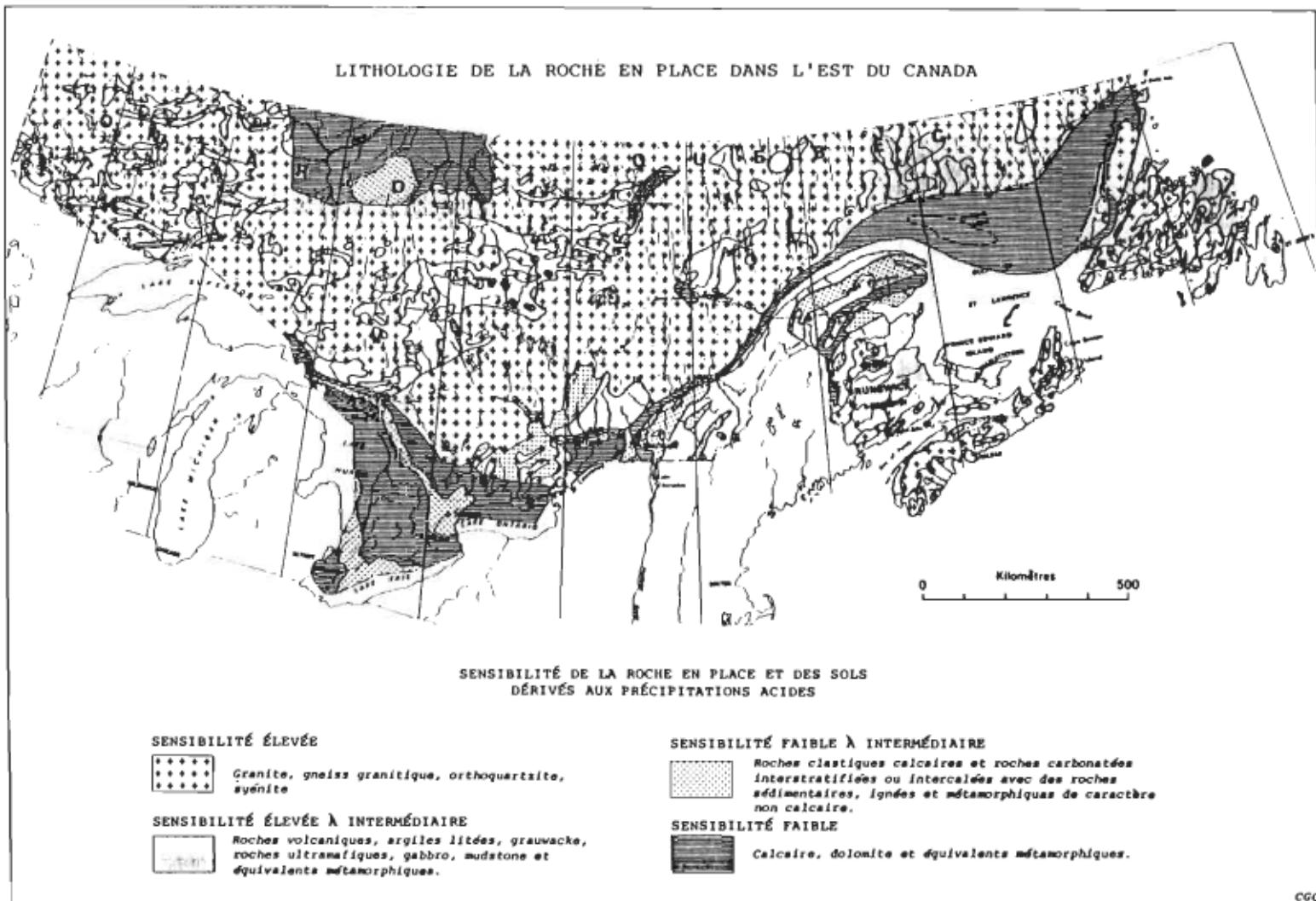


Figure 1. Sensibilité de la roche en place et des sols dérivés aux effets des précipitations acides
(tiré de Shilts et al., 1981)

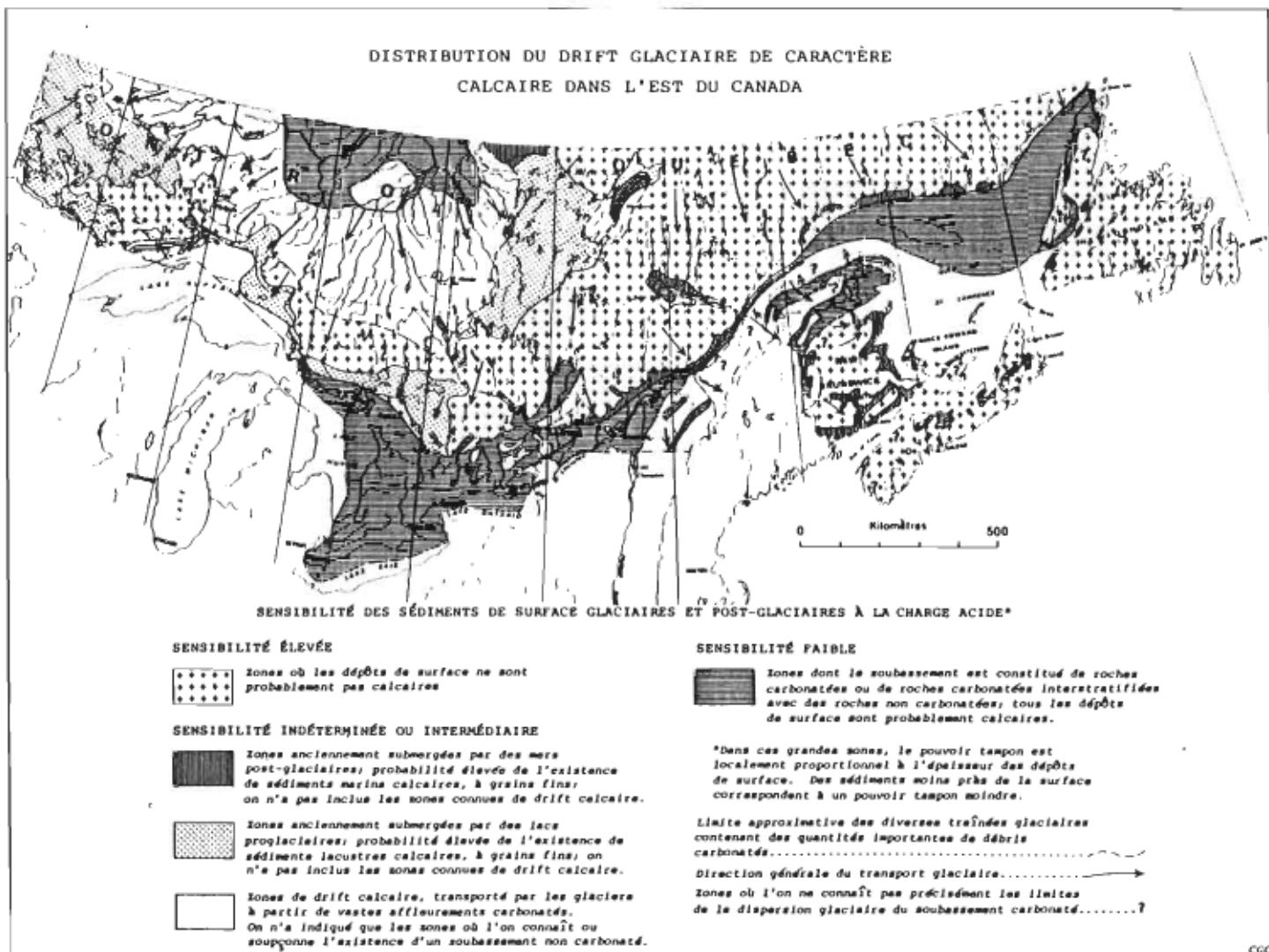


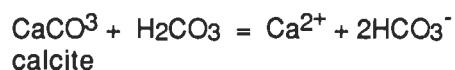
Figure 2. Sensibilité des sédiments de surface glaciaires aux effets des précipitations acides
(tiré de Shilts et al., 1981)

2. Le milieu aquatique et les dépôts acides

2.1 Le milieu aquatique non perturbé par les dépôts acides

La composition naturelle des eaux reflète les relations entre plusieurs facteurs de différents ordres; géologique, climatique, physique, chimique, hydrologique et biologique. L'altération chimique des constituants lithologiques et pédologiques d'un bassin versant est le processus déterminant dans la teneur en minéraux de l'eau d'un lac.

L'alcalinité d'une eau est reliée à la présence d'espèces carbonatées, principalement le bicarbonate (HCO_3^-) un des éléments du cycle de l'acide carbonique (CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-}). En milieu d'eau douce, les diverses formes de carbonates proviennent des processus physico-chimiques d'altération, de mobilisation et de lessivage des cations associés au sol et à la roche-mère (Environnement Canada, 1981; Ministère des Pêches et Océans, 1987). L'altération chimique des minéraux d'un bassin versant est principalement due à l'acide carbonique (H_2CO_3) présent dans l'eau de pluie. Celui-ci est issu de la dissolution du CO_2 atmosphérique dans l'eau de pluie (Bobée et al., 1982). L'action de l'acide carbonique sur les minéraux du sol et des roches amène une libération des cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ et aussi la formation en quantité équivalente de bicarbonate (HCO_3^-) (Kramer, 1982). Les cations basiques sont remplacés par les ions H^+ de l'acide carbonique soit par des mécanismes de dissolution et/ou d'adsorption, dépendamment du type de minéraux (Harvey et al., 1981). Par exemple, la réaction de dissolution pour un minéral de type carbonaté peut s'exprimer comme suit:



et celle d'un minéral de type aluminosilicate comme suit;



(Bobée et al., 1982)

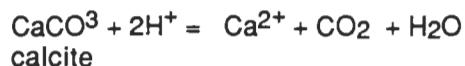
Le pH constitue la mesure la plus commune de la concentration en ions hydrogène de l'eau d'un lac (Roth et al., 1985). Le pH d'un lac est contrôlé par le cycle de l'acide carbonique et par son interrelation avec les métaux alcalins (K, Na) et alcalino-terreux (Ca, Mg, Sr) (Environnement Canada, 1981).

2.2 L'acidification du milieu aquatique

L'acidification de certains plans d'eau est maintenant un problème reconnu en Scandinavie, dans l'est des Etats-Unis et dans l'est du Canada. Le premier effet engendré par les dépôts acides en milieu aquatique est la modification des caractéristiques physico-chimiques de l'eau des lacs dont une perte de l'alcalinité, une diminution du pouvoir tampon, et ultérieurement une baisse du pH. De plus, des teneurs élevées en métaux dans l'eau et les sédiments de surface sont souvent associées à ces plans d'eau acidifiés (Haines, 1981).

Les apports d'acides dans un lac proviennent principalement du réseau hydrographique et dans une moindre mesure de dépôts directs à la surface du lac. Le processus d'acidification d'un lac est influencé par la quantité de dépôts d'acides reçue mais aussi par le pouvoir tampon du bassin de drainage et de l'eau du lac. La capacité de neutralisation de l'acidité par un bassin de drainage dépend aussi bien des caractéristiques géochimiques du sol et de la roche-mère que des caractéristiques hydrauliques du bassin de drainage (étendue, temps de contact avec le sol ou la roche-mère etc.) (Environmental resources limited, 1983).

Les dépôts acides sous forme humide amenés au sol sont de l'acide sulfurique (H_2SO_4) et de l'acide nitrique (HNO_3) dissociés en ions H^+ , SO_4^{2-} et NO_3^- (Environmental resources limited, 1983). En condition acide ($pH < 5,6$), c'est-à-dire d'afflux important d'ions H^+ , il y a remplacement des cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ par les ions H^+ comme dans le processus d'altération naturelle des minéraux, sauf qu'il n'y a aucune formation de HCO_3^- (Bobée et al., 1982). En fait, les précipitations acides accélèrent le processus naturel du lessivage des cations du bassin versant vers le plan d'eau récepteur, à cause de la plus grande concentration en ions H^+ présente dans le milieu (Harvey et al., 1981). La réaction pour un minéral de type carbonaté a lieu comme suit;



et celle d'un minéral de type aluminosilicate comme suit;



Pour les aluminosilicates, Harvey et al., (1981) précisent qu'un relâchement de métaux comme Al^{3+} , As^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , U^{6+} peut survenir à des $pH <$ que 4,5 et ceci quand la quantité de cations basiques est faible.

Les sols et la roche en place n'ont pas tous la même habilité à retenir les ions H^+ . Un sol et une formation géologique riche en carbonate (calcite, aragonite, roches calciféreuses, et carboniféreuses etc.) possèdent un pouvoir tampon élevé (Environnement Canada, 1981), voire illimitée (Harvey et al., 1981). Par contre, un sol et une formation géologique pauvre en carbonate (granite, silice, roches métamorphiques, roches acides, gneiss) ont un faible pouvoir tampon (Environnement Canada, 1981).

Lorsque l'arrivée d'ions H^+ au sol est balancée par le relâchement de cations, le sol tamponne ce surcroît d'acidité (Kramer, 1982). Si le bassin versant ne parvient à neutraliser tous les apports d'ions H^+ , alors l'acidification des sols (Environmental resources limited, 1983) et des eaux de ruissellement survient et les ions H^+ arrivent directement au lac via le réseau hydrologique (Ministère des Pêches et des Océans, 1987).

La quantité de carbonate sous forme de sels de carbonates présente dans le lac détermine la capacité tampon de la colonne d'eau face aux apports d'ions H^+ (Environmental resources limited, 1983). Les ions hydrogènes en provenance des dépôts directs ou du réseau hydrologique (Environnement Canada, 1981) sont introduits dans le cycle de l'acide carbonique et sont neutralisés par les bicarbonates, selon le principe d'une titration d'une solution de bicarbonate avec un acide fort (Henrikson, 1982). Selon Roth et al. (1985) l'alcalinité diminue progressivement avec la quantité d'acide ajoutée suite au mécanisme de tamponnement. Le pouvoir tampon d'un lac se maintient tant que les quantités de HCO_3^- et de H_2CO_3 s'égalent c'est ce qu'on nomme le point d'équivalence. En deçà de ce point, c'est-à-dire quand une trop grande quantité d'ions H^+ est présente dans le cycle pour la quantité de HCO_3^- libre, il y a baisse du pouvoir tampon. A cette étape tous les ions hydrogènes en surplus amèneront une diminution du pH de l'eau du lac (Environnement Canada, 1981).

3. L'augmentation de la teneur en éléments dans l'eau des lacs acidifiés

A maints endroits de l'Europe et de l'Amérique du Nord, des teneurs en certains métaux (Al, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) plus élevées que les concentrations naturelles ont été retrouvées dans l'eau des lacs des régions recevant des dépôts acides (Wright et Gjessing, 1976; Beamish et Van Loon, 1977; Dickson, 1980; Haines, 1981; Baker, 1982; Scruton, 1983, 1984; Kelso et al., 1987). Cette élévation des teneurs est attribuable à trois phénomènes qui peuvent intervenir séparément ou conjointement; à l'altération et le

lessivage des métaux du bassin versant sous l'effet de l'acidité des dépôts, à la mobilisation et à la solubilisation des métaux associés aux sédiments du lac due à une baisse du pH de l'eau, et à l'apport de métaux sous formes humides ou sèches par les dépôts atmosphériques. A cela s'ajoute l'effet de l'acidité qui peut maintenir les métaux dans la colonne d'eau.

Plusieurs études (Beamish et al., 1975; Beamish et Van Loon 1977; Henricksen et Wright, 1977; Wright et Henricksen 1978; Cronan et Schofield, 1979) ont mise en évidence l'augmentation des concentrations en aluminium et en manganèse dans l'eau des lacs acidifiés, suite à l'altération du bassin versant et à leur lessivage vers les lacs.

Schindler, lors d'études expérimentales d'acidification de l'eau dans un lac entier (Schindler et al., 1980b) et dans des enceintes fermées et installées sur le fond d'un lac (Schindler et al., 1980a) ont démontré que l'aluminium, le fer, le manganèse et le zinc sont relâchés des sédiments vers la colonne d'eau à des pH acides.

Dans la région de Sudbury (Ontario), Beamish et Van Loon (1977) ont mesuré des teneurs élevées en nickel et en cuivre dans l'eau d'un lac acide, qui apparemment résulteraient des émissions de fonderies avoisinantes. Henricksen et Wright (1978) associent les teneurs élevées en plomb et en zinc dans l'eau des lacs de Norvège à des dépôts atmosphériques élevés de ces métaux. Dans une étude sur l'acidification des lacs Suédois, Dickson (1975) a mesuré des teneurs élevées de cadmium, de plomb et de zinc dans les précipitations et dans l'eau des lacs acides. Beamish et al., (1975) relient les teneurs élevées de nickel dans l'eau d'un lac acide de la région de Sudbury aux émissions des fonderies de cette ville.

Dans certains cas, l'augmentation de la concentration en métaux peut résulter de la combinaison de deux phénomènes. Beamish et Van Loon (1977) rapportent que les teneurs élevées en manganèse dans l'eau d'un lac acide proviendraient soit de la mobilisation en

provenance du bassin versant ou des sédiments ou encore des deux à la fois et que les teneurs en zinc dans l'eau proviendraient des dépôts atmosphériques et de la mobilisation en provenance du bassin versant.

D'autre part mentionnons que quelques études (Scruton, 1983, 1984; Kelso et al., 1987) font état de l'élévation des teneurs de certains métaux dans l'eau des lacs sujets aux dépôts acides sans toutefois préciser l'origine de ce fait.

Dans les paragraphes précédents, l'approche utilisée pour la présentation des études mettait en lumière les cas où de forte concentration d'un métal ont été mesurée dans des lacs recevant des dépôts acides et ce en reliant cette hausse au phénomène d'origine. Mais dans certaines de ces études, il y a des éléments pour lesquels la teneur dans l'eau ne semblaient pas être reliée aux dépôts acides. Dans l'étude de Beamish et Van Loon (1977), la concentration en fer et en plomb a aussi été déterminée dans l'eau. Ils concluent que la concentration en fer dans l'eau ne semble pas être affectée par les dépôts acides, et que les fortes concentrations en plomb mesurées dans les précipitations n'étaient pas retenues dans l'eau du lac. Henricksen et Wright (1978) n'ont trouvé aucune différence dans la teneur en cuivre et en cadmium dans les lacs de Norvège bien que ces éléments soient en plus grandes concentrations dans les précipitations.

Indépendamment de l'origine des métaux apportés aux lacs, certains de ceux-ci sous conditions acides seront susceptibles de rester en solution dans l'eau plutôt que de précipiter vers le sédiment (Baker, 1982), ce que démontrent les études de Dickson (1980) et de Borg (1983). Dickson (1980) a mesuré les teneurs en cadmium, en manganèse, en plomb et en zinc dans 16 lacs de pH différents de la côte ouest de la Suède qui reçoivent des dépôts atmosphériques de métaux semblables, ces résultats démontrent une nette augmentation de la concentration des métaux avec une diminution du pH. Une étude (Borg, 1983) sur la teneur

naturelle de métaux traces dans des lacs Suédois, considérés comme non pollués mais seulement influencés par le transport à grande distance des éléments, met aussi en lumière la relation entre le pH et l'accroissement de la solubilité de certains métaux dans l'eau. Une plus grande concentration en Al, Cd, Mn, Pb et Zn a été trouvée dans les lacs à pH acide. Cet auteur ne fait pas mention de corrélation entre le pH et la teneur des éléments suivants; l'antimoine, l'arsenic, le cobalt, le chrome, le cuivre, le fer, le molybdène, le nickel, le scandium, et le sélénium. Baker (1982) reprend les données de d'autres chercheurs et présente les corrélations entre le pH et l'aluminium (Wright et al., 1981) , et le manganèse (Dickson, 1975; Schofield, 1976), et le zinc (Schofield, 1976).

4. La teneur en éléments dans les poissons

L'augmentation de la teneur en éléments dans l'eau et les sédiments de surface ainsi que des variations du pH de l'eau apportent des changements au niveau de la biodisponibilité des éléments envers les espèces dulcicoles et peut mener à leur accumulation. Afin d'aider à la compréhension de ce qui gouverne ces phénomènes nous ferons un survol de quelques notions de base sur la chimie des éléments en eau douce ainsi que sur l'absorption et l'accumulation des éléments dans les organismes aquatiques.

4.1 Chimie des éléments dans l'eau

Les éléments peuvent se présenter sous diverses formes chimiques dans l'eau (Tableau 2) et ces dernières sont caractérisées par une biodisponibilité différente pour les organismes aquatiques .

Tableau 2. Formes chimiques possibles des éléments dans l'eau (adapté de Campbell et al., 1985)

-soluble	ions métalliques aqueux libres complexes inorganiques complexes organiques complexes de ligands mixtes
-colloidale	colloïdes d'hydroxyde d'un métal adsorbé sur des colloïdes inorganiques adsorbé sur des colloïdes organiques adsorbé sur des colloïdes mixtes
-particulaire	adsorbé lié avec des carbonates occlus dans des oxydes de Fe ou de Mn lié avec des particules organiques lié avec des matrices

Différents facteurs contrôlent la spéciation des éléments dans l'eau (Campbell et al., 1985) et chaque élément répond différemment à ces facteurs:

- la nature des ligands et des surfaces solides (membrane cellulaire, argile etc.)
- la concentration des ligands et des surfaces solides en suspension
- la concentration des ions Ca et Mg dans l'eau et aussi celle de certains autres métaux (par ex., Fe et Mn)
- le potentiel redox (pE)
- le pH
- le degré d'équilibre atteint

En général, les éléments ont tendance à être complexés à de la matière organiques ou inorganiques. Mais une baisse au niveau du pH de l'eau tend à augmenter la teneur des éléments sous forme d'ions aqueux libres. (Campbell et Stokes, 1985; Campbell et al., 1985). Il a été démontré expérimentalement que la forme chimique, ion aqueux de

l'élément (la forme principalement biodisponible), du cuivre et du plomb est très dépendante du pH, par contre les formes chimiques de l'argent, du cadmium, du manganèse et du zinc sont peu dépendant du pH (Campbell et Stokes, 1985).

4.2 L'absorption et l'accumulation des éléments dans les poissons

Afin d'assurer les fonctions biochimiques importantes requises pour la croissance, le maintien de la vie et la reproduction, les organismes vivants ont besoin d'incorporer et d'utiliser des éléments dans leur métabolisme. Les organismes vivants sont mis en présence d'un grand nombre d'éléments dans leur milieu, mais seulement une dizaine d'entre eux participe aux fonctions de la vie, ils sont nommés éléments essentiels (Ca, Co, Cu, K, Fe, Na, Mg, Mn, Mo, Zn). Des mécanismes de régulation homéostatique existent pour contrôler leur entrée, leur distribution, leur accumulation et leur excrétion. Les autres éléments présents dans l'environnement sont dits des éléments non-essentiels (As, Cd, Hg, Pb, etc) car ils ne sont utilisés dans aucune fonction biochimique. Pour ceux-ci, aucun mécanisme de régulation n'existe et ils seront susceptible d'être incorporer et accumuler par les organismes vivants (Förstner et Wittmann, 1983).

La biodisponibilité d'un élément pour un organisme aquatique dépend essentiellement de la spéciation chimique de l'espèce dans l'eau (Salomon et Förstner, 1984). D'après Campbell et Stokes (1985) l'accumulation et la toxicité d'un élément seraient principalement liées à l'ion métallique aqueux présent dans l'eau. Salomon et Förstner, (1984) définissent la biodisponibilité comme étant la fraction de la concentration totale d'un élément dans chaque résevoir abiotique, absorbée par un organisme.

L'absorption des éléments chez les poissons peut se faire par la peau, par les branchies ou par l'ingestion de nourriture ou de sédiment. Les éléments peuvent transiter temporairement dans certains tissus avant d'être soit accumuler ou excréter hors du corps.

Tout les tissus corporels sont des sites potentiels d'accumulation, cependant certains éléments ont des affinités plus grandes pour certains tissus, d'où les patterns d'accumulation différents entre les éléments.

De nombreux facteurs d'ordre biologiques, physiques et chimiques peuvent influencer l'absorption et l'accumulation des éléments dans les poissons notamment l'âge, la taille, le poids du poisson, l'espèce, le sexe, les habitudes alimentaires (Phillips, 1977), le taux de croissance (Bendell-Young et al., 1986), le métabolisme, l'affinité des éléments pour un organe particulier et les éléments eux-mêmes (Ney, et al., 1983), les paramètres physico-chimiques de l'eau; la température, la concentration en oxygène, la concentration en Ca, l'alcalinité, la dureté, le pH (Förstner et Wittmann, 1983; Wren, et al., 1983), la concentration en métaux dans l'eau, la coprésence de d'autres espèces chimiques (Phillips, 1977).

5. La teneur en éléments dans les poissons en relation avec les dépôts acides

5.1 Vue d'ensemble de la recherche sur la teneur en éléments dans les poissons en relation avec les dépôts acides

Il existe une gamme d'études traitant de l'accumulation des métaux dans les poissons en relation avec les dépôts acides. Cette diversité démontre que différentes hypothèses de recherche sont à la base de ces études et que conséquemment il existe une multitude de possibilités dans les approches à utiliser, lors de l'exploration d'un tel sujet. Cette diversité renvoie aussi à la complexité d'un tel sujet d'étude. Ainsi en prenant connaissance de la littérature sur le sujet, on constate que les études s'organisent en fonction de trois paramètres; le métal ou les métaux étudiés, le tissu ou les tissus des poissons étudiés, le ou les facteurs (autre que le pH) mis en relation avec une accumulation possible des éléments dans les poissons.

1. les éléments étudiés

On retrouve des études qui s'intéressent à un seul élément ou à quelques éléments; les plus courants soit les éléments considérés comme toxiques ou influencés par les dépôts acides. Certaines études (Heit et Klusek, 1985; Bendell-Young et Harvey, 1986a; Heit et al., 1989) s'intéressent à plus d'une dizaine d'éléments, ils optent pour des analyses dites multi-élémentaires et mesurent autant les éléments dits toxiques que ceux de toxicité moindre. (Bendell-Young et Harvey, 1986a).

2. le tissu ou les tissus des poissons étudiés

Tout les tissus (peau, écaille, os, muscle, foie, rein, gonade, yeux) des poissons peuvent être utilisés lors d'une analyse de métaux. De ce fait, et c'est ce qu'on remarque dans la littérature, il y a un grand nombre de combinaisons possibles lors du choix d'un tissu ou de plusieurs tissus, choix qui dépend évidemment des objectifs précis de l'étude. Pour ne donner que quelque exemples d'objectif et de tissu(s) choisis(s); Moreau et al. (1983) ont choisi des écailles et des opercules dans l'optique de les utiliser ultérieurement comme bioindicateurs de l'acidification des lacs. Les études qui s'intéressent au phénomène de distribution et d'accumulation dans le corps du poisson optent pour l'analyse de différents tissus (Bendell-Young et Harvey, 1986b); Bendell-Young, Harvey et Young, 1986; Sprenger et al., 1988; Bendell-Young et Harvey, 1989). En général, les auteurs (Suns et al, 1980; Scruton, 1983, 1984; Nadeau et al., 1984; Heit et Klusek, 1985; Delisle et al., 1986; Heit et al., 1989; McMurtry et al., 1989) qui s'interrogent sur la teneur en métaux dans une perspective en relation avec la consommation humaine de poisson choisissent le muscle ou encore le poisson entier, et ce dernier comporte quelque variantes; il peut être seulement éviscétré, et/ou avoir la tête et la queue enlevées, et/ou les os enlevés.

Ce qu'on doit retenir par rapport au choix des tissus dans les études c'est qu'une certaine prudence est essentielle lorsqu'on prend connaissance des résultats, vu le phénomène d'accumulation différentielle des éléments au niveau des tissus.

3. le ou les facteurs (autre que le pH) mis en relation avec une accumulation possible des éléments

On a vu dans une des sections précédentes que plusieurs facteurs peuvent influencer l'accumulation des éléments dans les poissons. On sait aussi que les dépôts acides entraînent des modifications au niveau de l'écosystème aquatique. Par exemple, en comparaison avec des lac neutres, les lacs acides sont caractérisés par une faible alcalinité, un pH plus bas, des concentrations de éléments plus élevées dans l'eau, dans les sédiments et dans le biote, des variations dans le taux de croissance des individus. Il est donc possible que ces facteurs interviennent dans le processus d'accumulation des éléments dans les poissons.

Lors de l'évaluation de l'effet de l'acidification des eaux sur la teneur des éléments dans les poissons on peut tenir compte de l'effet possible des différents facteurs physiques, chimiques et biologiques qui peuvent intervenir au niveau de l'accumulation des éléments.

Au tableau 3 on a colligé les différents facteurs étudiés ainsi que les auteurs de l'est de l'Amérique du nord qui s'y sont intéressés. On notera que les études sur le sujet sont réalisées en fonction d'un ou de plusieurs de ces facteurs. Le facteur pH est un facteur intrinsèque à ce type d'étude. En général, les auteurs échantillonnent soit des lacs répartis dans une gamme de pH ou encore des lacs appartenant à des catégories différentes; les lacs acides, les lacs circumneutrals et les lacs à pH neutres.

Tableau 3. Facteurs mis en relation avec la teneur en éléments dans les poissons dans les différentes études de l'est de l'Amérique du nord

FACTEURS	REFERENCE
- Chimiques	
- paramètres physico-chimiques de l'eau (alcali., cond., COD, etc.)	Suns et al., 1980 Scruton, 1983 Nadeau et al., 1984 Wren et MacCrimmon, 1983 Bendell-Young et Harvey, 1986a; 1986b Kelso et al., 1987 Bendell-Young et Harvey, 1989 Hamilton et Haines, 1989 McMurtry et al., 1989
- teneur des métaux dans l'eau	Scruton, 1983 Nadeau et al., 1984 Bendell-Young et Harvey, 1986a; 1986b Bendell-Young, Harvey et Young, 1986 Bendell-Young et Harvey, 1989
- teneur des métaux dans les sédiments	Nadeau et al., 1984 Bendell-Young et Harvey, 1986a; 1986b Bendell-Young, Harvey et Young, 1986 Bendell-Young et Harvey, 1989
- Physiques	
- paramètres morphométriques du lac (prof. max., prof. moy., zone litt. etc.)	Suns et al., 1980 Wren et MacCrimmon, 1983 Kelso et al., 1987 Hamilton et Haines, 1989 McMurtry et al., 1989

Tableau 3 (suite). Facteurs mis en relation avec la teneur en éléments dans les poissons dans les différentes études de l'est de l'Amérique du nord

FACTEURS	REFERENCE
- Biologiques	
- poids	Scruton, 1983; 1984 Heit et Klusek, 1985 Delisle et al., 1986 Kelso et al., 1987 Sprenger et al., 1988 Hamilton et Haines, 1989 Heit et al., 1989
- longueur	Scruton, 1983; 1984 Wren et MacCrimmon, 1983 Heit et Klusek, 1985 Delisle et al., 1986 Kelso et al., 1987 Sprenger et al., 1988 Hamilton et Haines, 1989 Heit et al., 1989
- âge	Scruton, 1983; 1984 Heit et Klusek, 1985 Delisle et al., 1986
- taux de croissance	Wren et MacCrimmon, 1983 Bendell-Young, Harvey et Young, 1986
- facteur de condition	Wren et MacCrimmon, 1983 Sprenger et al., 1988
- contenu stomacal	Heit et Klusek, 1985 Heit et al., 1989
-faune benthique	Bendell-Young et Harvey, 1986b
-nourriture potentielle	Heit et Klusek, 1985

5.2 L'augmentation de la teneur en éléments dans les poissons

Comme on l'a déjà mentionné les lacs acides sont caractérisés par une faible alcalinité, par des teneurs en métaux élevées dans la colonne d'eau et dans les sédiments de surface.

Sous pareilles conditions, il est possible que les métaux puissent être incorporer par les poissons et mener à des teneurs élevées en métaux chez ces organismes. L'accumulation de métaux dans les poissons vivants dans les lacs sujets aux dépôts acides a été rapportée dans un certain nombre d'études.

La teneur en mercure dans le muscle de Grand brochet (*Esox lucius*) a été mesurée dans des poissons récoltés dans 182 lacs de pH différents (environ 4,8-7,5) répartis dans quatre régions de la Suède, atteintes à divers degré par le phénomène des dépôts acides. Une corrélation négative ($p < 0,005$) a été notée entre le pH des lacs et la teneur en mercure dans le Grand brochet pour trois des quatre régions inventorierées. La région de la Suède, où cette relation n'apparaît pas, comportait seulement des lacs circumneutrals et des lacs à pH neutre (Björklund et al., 1984). Ces auteurs signalent aussi que des corrélations semblables ont aussi été remarquées en Suède (Håkanson, 1980) et au Canada (Brouzes et al., 1977; Suns et al., 1980). Wren et MacCrimmon (1983) ont aussi trouvé une corrélation négative ($p < 0,01$) entre le pH des lacs (5,6 - 8,4) et la concentration en mercure dans le muscle de crapets soleils (*Lepomis gibbosus*), récoltés dans seize lacs de la partie sud-centrale de l'Ontario. Ils signalent aussi une corrélation négative ($p < 0,01$) entre l'alcalinité des lacs et la concentration en mercure dans le muscle de cette espèce. Les relations entre la teneur en mercure dans le touladi (*Salvelinus namaycush*) et dans l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), et les caractéristiques physiques et chimiques de 86 lacs de l'Ontario ont été examinées par McMurtry et al. (1989). Le pH de ces lacs se situe entre 5,06 et 8,07. Les auteurs mentionnent entre autre une corrélation négative entre la teneur en mercure dans le muscle de l'achigan à petite bouche et l'acidité

(pH et alcalinité) des lacs. Cette même relation n'a toutefois pas été remarquée chez le touladi. Ces mêmes auteurs rapportent les résultats de d'autres chercheurs qui ont aussi constaté une relation entre la teneur en mercure dans les poissons et le pH ou l'alcalinité.

"Landner and Larsson (1972) found a significant negative correlation between methyl mercury content in "pike" muscle and the pH of the water in three small, oligotrophic lakes in western Sweden. Wiener (1983) observed that mercury concentrations in muscle tissue of walleye (*Stizostedion vitreum*) from two naturally acidic lakes were greater than those from three circumneutral lakes in northern Wisconsin." [...] "Suns et al. (1987) found an inverse correlation ($r = -0.80$, $P < 0.01$) between lake water pH and whole body concentrations of mercury in yearling yellow perch (*Perca flavescens*) in 15 lakes in the Muskoka-Haliburton area of Ontario. They also found a significant negative correlation ($r = -0.91$, $P < 0.01$) between mercury concentrations in the dorsal muscle of a standard-sized (30 cm) smallmouth bass and lake water pH in an overlapping set of 10 lakes." [...] "Lake pH, alkalinity, and calcium were inversely related to mercury levels in northern pike in northern Minnesota lakes (Heiskary and Helwig 1986)."

Hamilton et Haines (1989) ont examiné les caractéristiques osseuses et la teneur en métaux (Al, Cd, Hg, Pb, Zn) dans le meunier noir seulement éviscétré (*Catostomus commersoni*) de trois lacs acides et d'un lac circumneutral du Maine. Ils ont constaté des teneurs plus élevées en cadmium, en mercure et en plomb chez les poissons des lacs acides.

Dans trois lacs de différents pH du New York State Adirondack Preserve, Heit et al. (1989) ont réalisé une étude en vue de vérifier la présence de différences significatives dans la teneur en métaux chez le meunier noir (*Catostomus commersoni*) et chez la

perchaude (*Perca flavescens*). Un des lacs est acide (pH de 5,1 à 5,4), l'autre lac a un pH variable (pH de 5,8 à 6,7) et le troisième est un lac circumneutral (pH de 6,5 à 6,8). Ils ont mesuré la teneur de 29 éléments dans le muscle de ces espèces. Le plomb, le sélénium et le strontium sont les seuls éléments qui présentaient des teneurs significativement plus élevées dans le lac acide comparativement aux deux autres lacs.

L'absorption et la distribution du manganèse dans les tissus (foie, rein, os, muscle) du meunier noir (*Catostomus commersoni*) dans sept lacs du sud de l'Ontario ont été étudiées par Bendell-Young et Harvey (1986b). Cinq des lacs sont acides (pH de 4,8, de 5,0, de 5,2, de 5,3 et de 5,8) et les deux autres sont des lacs circumneutrals (pH de 6,3 et de 6,4). Pour les muscles, les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les poissons du lac le plus acide (pH 4,8), ce lac présentait aussi la concentration la plus élevée en manganèse (145 µg/L). Des teneurs plus élevées en manganèse ont aussi été rapportées dans les muscles des poissons de lacs acides par Harvey et al. (1982).

Chez les poissons habitants les lacs acides, de fortes teneurs en éléments ont aussi été constatée dans des tissus autres que le muscle. Moreau et al. (1983) ont trouvé des teneurs plus élevées en manganèse, en strontium et en zinc dans les opercules et les écailles de truites mouchetées (*Salvelinus fontinalis*) de lacs acides du parc des Laurentides (Québec). Dans une autre étude sur la même population de poissons, Moreau et al. (1984) ont mesuré des teneurs élevées au niveau des branchies dans les lacs acides. Bendell-Young et Harvey (1986b) dans l'étude précédemment décrite ont aussi trouvé de fortes concentrations en manganèse dans le foie et les reins des meuniers noirs (*Catostomus commersoni*) du lac le plus acide. L'analyse de dix-sept éléments dans les os de ces mêmes poissons a été effectuée. Le baryum, le manganèse, le soufre et le zinc avaient des concentrations plus élevées dans les poissons des lacs acides Bendell-Young et Harvey (1986a). En Ontario, les teneurs en manganèse sont cinq fois plus élevées dans les os de meuniers noirs (*Catostomus*

commersoni) d'un lac acide que dans les os de ces poissons provenant de lacs circumneutrals (Fraser et Harvey, 1982).

CHAPITRE II. METHODE

1. Territoire à l'étude

Le territoire du sud de la Mauricie correspond à la partie sud de la région hydrogéographique de la Mauricie (région 05) et couvre une superficie de 47,000 km². Il est délimité à l'est par le méridien 72°00', à l'ouest par le méridien 74°30', ainsi que par le 46°00' parallèle au sud et le 47°50' parallèle au nord. La figure 3 présente la localisation de la région étudiée.

Cette région repose sur le Bouclier Canadien. La roche en place est caractérisée par des roches ignées et métamorphiques de types granitiques et gneissique donc ayant un faible pouvoir tampon contre l'acidité des dépôts acides (Shilts et al., 1981).

La région du sud de la Mauricie est située dans un couloir de vents dominants qui charrie des précipitations acides de pH 4.4 (moyenne annuelle en 1982 et 1984) (Québec, 1988) et des particules en provenance du sud-est de l'Ontario et du Middle-west des Etats-unis, des zones fortement industrialisées (Québec, 1982). Des concentrations moyennes annuelles entre 30 et 60 µeq/L de sulfates et entre 15 et 30 µeq/L de nitrates-nitrites sont apportées au sol par les précipitations (Jacques et Boulet, 1988).

2. Protocole d'échantillonnage

La récolte des échantillons d'eau de lacs et des poissons a été réalisée en collaboration avec la direction de la qualité du milieu aquatique du Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). L'échantillonnage s'est déroulé entre le 2 et le 20 juin 1988 et a porté sur 13 lacs répartis sur le territoire précédemment décrit (Figure 3). Le choix des lacs a



Figure 3. Localisation des 13 lacs étudiés dans la région de la Mauricie-sud
(adapté de Tremblay, 1989)

été effectué selon les critères de sélection de Dupont, (1989). Le pH de ces lacs s'étale de 5,22 à 7,06 (Tableau 4).

Pour chacun des lacs, des échantillons d'eau sont récoltés. Pour le prélèvement de l'eau on utilise un échantillonneur comprenant une bouteille en polypropylène de 500 ml à petite ouverture prélavée et installée sur un support métallique lestée. Chaque échantillon est prélevé au centre géométrique du lac à une profondeur de 5 m. Dans le cas où la profondeur du lac est moindre, on prend l'échantillon à un mètre du fond. L'échantillonneur doit être descendu et remonté à une vitesse constante. La manipulation doit être répétée si l'échantillon contient de la matière organique provenant du fond du lac.

Afin d'obtenir la fraction totale des métaux présents dans l'eau aucun des échantillons d'eau n'est filtré. Chaque échantillon est séparé en deux sous-échantillons dans des bouteilles de 125 ml en polypropylène prélavées puis fermées hermétiquement. Un des sous-échantillons est acidifié avec 0,3 ml de HNO₃ ultrapur. Une attention particulière doit être portée lors de la manipulation afin d'éviter leur contamination. Des blancs sont préparés afin de vérifier d'éventuelle contamination. Puis à l'arrivée au laboratoire les bouteilles sont congelées.

La récolte de poissons s'est effectuée avec des filets expérimentaux. Quatre filets étaient installés par lac les petites mailles côté terre et les grosses mailles au large. Les filets pêchaient en moyenne 12 heures. Des filets expérimentaux composés de 9 panneaux de mailles de 25, 38, 51, 63, 76, 89, 107, 127, 152 mm (maille étirée) sont utilisés pour la capture des poissons. Chaque filet a une longueur de 68,6 m et une hauteur de 1,8 m (Richard, 1987).

Tableau 4. PH des lacs étudiés et nombre de poissons analysés par espèce et par lac

pH	# Lac	Espèce	Nb.
5.22	70	truite mouchetée	5
5.50	32	truite mouchetée	3
5.63	28	truite mouchetée	5
5.70	47	Grand brochet	5
5.76	42	truite mouchetée	3
5.90	50	Grand brochet	5
6.00	58	Grand brochet	5
6.10	62	truite mouchetée	5
6.22	65	Grand brochet	5
6.29	2	truite mouchetée	5
6.39	12	Grand brochet, perchaude	5, 3
6.63	16	Grand brochet, perchaude	5, 3
7.06	13	Grand brochet	5

Les espèces ichthyennes recherchées pour notre étude sont le Grand brochet (*Esox lucius*), la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) et la perchaude (*Perca flavescens*). Un maximum de cinq poissons par espèce et par lac sont choisis aléatoirement pour fin d'analyse. Une portion de 30 g minimum du muscle dorsal côté gauche est prélevé sur chaque poisson. On doit éviter le contact entre le filet de poisson et le sang, et la peau. Les filets de poisson sont déposés individuellement dans des "whirl pack", puis congelés. Avant chaque dissection la planche de travail en polypropylène, le couteau en acier inoxydable ainsi que les pinces sont lavés soigneusement et rinçés avec de l'eau distillée déminéralisée. Pendant toute la procédure des gants jetables sont utilisés.

3. Analyse chimique

Un spectromètre de masse à source de plasma inductif (ICP-MS) est utilisé pour le dosage des 29 éléments dans le muscle des poissons et dans l'eau des lacs. Cette nouvelle technique (1984) permet l'analyse multiélémentaire simultanée des échantillons. L'ICP-MS est issu du couplage de deux techniques indépendantes, d'une part, une source d'ions à plasma inductif et d'autre part, un spectromètre de masse quadrupolaire, alliant ainsi les avantages de l'un et de l'autre. La fragmentation des molécules de l'échantillon sous forme d'ions (Cu^+ , Ni^+ , Ag^+ , etc.) a lieu dans la source d'ions. L'identification des ions selon leur masse et le comptage des ions (ions/sec) a lieu dans le spectromètre de masse quadrupolaire. La source offre une efficacité d'ionisation très élevée, près de 90% de l'ensemble des éléments du tableau périodique, ce que requiert l'analyse inorganique multiélémentaire (Selby et al. 1987). Quant au spectromètre de masse, il est caractérisé par sa sensibilité élevée, sa rapidité, sa sélectivité et une résolution maximale de 0,5 uma (unité de masse atomique) à 10% de hauteur de vallée (communication personnelle, J-P. Schmit, 1989). Pour une description plus en détails de l'appareil et de son fonctionnement on peut se référer aux publications de Gray, (1985) de Houk, (1986) et de Selby et al., (1987).

Le spectromètre de masse à source de plasma inductif (ICP-MS) utilisé pour ces analyses est le ELAN 250 de Sciex (Thronhill, Ont, Canada), il est localisé au laboratoire de spectrométrie de masse appliquée de l'Université du Québec à Montréal.

3.1 Protocole d'analyse chimique

3.1.1 Digestion des échantillons

L' ICP-MS nécessitant l'introduction d'un échantillon sous forme liquide, l'hydrolysis des tissus biologiques est requise. L'hydrolyse du muscle de poisson est effectuée en présence d'acide nitrique 8N ultrapur et du peroxyde d'hydrogène ultrapur à 30%. Un morceau de 500 mg de muscle est pesé et déposé dans un contenant en teflon auquel on ajoute 2,50 ml de HNO₃ 8N et 0,50ml de H₂O₂. Le contenant est placé dans une bombe de 45 ml perméable au microondes. Elle est ensuite mise dans un four à microondes conventionnel pendant 3 min à puissance moyenne. A sa sortie du four la bombe est déposée pour refroidissement dans un bac de glace sèche pendant une heure. Puis l'hydrolysat est récupéré dans un ballon jaugé de 50 ml en polypropylène. Le teflon est rinçé au minimum trois fois avec de l'eau millipore ultrapure. L'eau de rinçage est ajoutée à l'hydrolysat et le volume du ballon jaugé est complété à 50 ml.

Les échantillons d'eau de lac demandent peu de préparation, ils sont seulement homogénéisés sur plaque vibrante pendant 2 min avant leur analyse.

3.1.2 Analyse des échantillons

Analyse semi-quantitative

Dans un premier temps, on procède à des analyses semi-quantitatives sur les échantillons d'eau de lac et sur les muscles des poissons. Cette étape exploratoire sert à déterminer l'ordre de

grandeur des concentrations retrouvées pour chaque élément. Les concentrations des éléments sont estimées à partir de solutions standards de 25 ppb et de 50 ppb de tous les éléments recherchés (29 éléments). En comparant les réponses (ions/sec) données par l'appareil pour les solutions standards avec celle de notre échantillon on connaît la concentration approximative de chaque élément dans l'échantillon.

Analyse quantitative

Deux méthodes sont utilisées pour les besoins de l'analyse quantitative soit la courbe de calibration externe pour les échantillons d'eau de lacs et l'addition standard pour les échantillons de muscles de poissons.

Courbe de calibration externe

Une courbe de calibration externe est calculée pour chaque élément à partir de différentes concentrations croissantes de solutions de standards. Ces courbes permettent d'interpoler la concentration des éléments dans un échantillon donné. La gamme de concentration pour un élément est choisie afin de couvrir l'ensemble des teneurs trouvées lors de l'analyse semi-quantitative.

Addition standard

Cette méthode repose sur un principe similaire à celui d'une courbe de calibration externe, à la différence près que les différentes solutions standards sont incorporées à des sous-échantillons identiques de l'hydrolisat.

D'un hydrolysat de muscle porté à 50 ml lors de sa préparation, on prépare par pipettage trois sous-échantillons de 5 ml chacun dans des bouteilles de polypropylène de 30 ml. Chaque sous-échantillon reçoit alors 5 ml de solution de standards de concentrations croissantes.

Les concentrations des standards qui servent aux dilutions sont de 1000 ppm et proviennent de Fisher Scientific Company ou de SPEX. Mentionnons que toute la vaisselle utilisée au cours des différentes étapes de l'analyse chimique est lavée au savon Deycon et est rinçée 10 fois à l'eau millipore ultrapure. Les dilutions sont toujours réalisées avec de l'eau millipore ultrapure. De même, toutes les manipulations et l'analyse chimique sont effectuées sous hotte à flux laminaire de classe 100 (moins de 100 particules/m³).

4. Analyse statistique des données

Les statistiques descriptives (moyenne, médiane, écart-type etc.) relatives aux données sur l'eau et sur les poissons ont été effectuées sur la concentration des éléments en valeur arithmétique.

La normalité de la distribution des valeurs arithmétiques a été vérifiée par un test de Kolmogorov-Smirnov. Une distribution de type normale ne caractérisant pas tous les éléments nous avons transformées en log 10 les valeurs afin d'améliorer la normalité. Suite à la transformation des données nous avons appliquer à nouveau un test de Kolmogorov-Smirnov. En général les valeurs transformées des éléments présentent une distribution normale.

Tous les tests ultérieurs (analyse de variance, corrélation de Pearson) sont réalisés sur les données log-transformées.

L'analyse de variance à un facteur a été utilisée pour vérifier la présence de différences significatives ($p < 0,05$) dans la concentration moyenne des éléments

1. dans l'eau entre les classes de pH
2. dans les poissons entre les trois espèces de poissons
3. dans les poissons entre les classes de pH
4. dans les poissons entre les classes de pH pour chaque espèce de poissons

L'analyse de variance à deux facteurs a été appliquée afin de vérifier la présence de différences significatives ($p < 0,05$) dans la concentration moyenne des éléments dans les poissons répartis par espèce et par classe de pH.

La normalité de la distribution des valeurs (test de Kolmogorov-Smirnov) et l'homogénéité des variances (test de Bartlett) a été vérifiées préalablement à l'application de chaque analyse de variance.

La corrélation de Pearson a été calculée pour évaluer les relations entre

1. la concentration en éléments dans l'eau et le pH
2. la concentration en éléments dans les poissons et le pH
3. la concentration en éléments dans les poissons et la concentration de ces mêmes éléments dans l'eau

L'ensemble du traitement statistique a été réalisé au moyen du logiciel SPSSX (Nie et al., 1975)

CHAPITRE III. RESULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre comporte deux parties; la première partie traite des résultats sur la teneur des éléments dans l'eau et la seconde traite des résultats sur la teneur des éléments dans les poissons.

1. L'EAU

Avant d'aborder la relation entre l'acidité de l'eau et les concentrations en métaux, nous discuterons des résultats sans tenir compte de l'effet possible du pH de l'eau.

1.1 Teneur des éléments dans l'eau des lacs

Dans le cadre de cette étude, la teneur de 29 éléments sous leur forme totale a été déterminée dans l'eau de 13 lacs de la région du sud de la Mauricie. Le tableau 5 présente pour les vingt-neuf éléments les statistiques descriptives pour l'ensemble des lacs. Les concentrations individuelles pour chaque lac se retrouvent à l'annexe 1.

Le bilan inorganique moyen de l'eau des lacs est présenté à la figure 4. Les éléments dosés dans l'eau des lacs du sud de la Mauricie se présentent dans différentes concentrations. Les éléments les plus concentrés dans l'eau des lacs sont par ordre d'importance le fer (268 µg/L), l'aluminium (111 µg/L), le strontium (22 µg/L), le plomb (18 µg/L), le manganèse (18 µg/L) et le bore (11 µg/L). On retrouve aussi dix éléments dont la teneur moyenne dans l'eau des lacs varie entre le seuil de détection (< 0,1 µg/L) et 10 µg/L, tel est le cas des éléments suivants (Ba, Cu, Hg, Rb, Sc, Ti, Tl, V, Zn et Zr). De plus, treize éléments (Ag, As, Bi, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Sb, Se, Sn, U et W) présentent pour tous les lacs des teneurs sous le seuil de détection (< 0,1 µg/L).

Tableau 5. Statistiques descriptives des teneurs des éléments dans l'eau pour l'ensemble des lacs

élément	moyenne µg/L	écart-type µg/L	min. µg/L	max. µg/L	médiane µg/L
Ag	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Al	111	56	18	176	111
As	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
B	11	5	< 0.1	21	11
Ba	5.6	3	1.8	9.4	5.5
Bl	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cd	< 0.1	0	< 0.1	0.5	< 0.1
Co	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cr	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cu	0.2	1	< 0.1	2	< 0.1
Fe	268	138	62	555	275
Hg	0.4	0	0.3	0.7	0.4
Mn	18	8	5	33	16
Mo	< 0.1	0	< 0.1	0.2	< 0.1
Ni	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Pb	18	19	< 0.1	61	22
Rb	1.3	1	0.1	2.6	1.1
Sb	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sc	5.1	0	4.6	6.2	5
Se	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sn	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sr	22	16	11	73	17
Tl	2.8	1	1.9	3.8	2.8
Tl	2.3	0	2	3.4	2
U	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
V	2.3	0	2	2.5	2.2
W	< 0.1	0	< 0.1	0.2	< 0.1
Zn	0.6	1	< 0.1	4.5	0.4
Zr	0.8	1	0.1	4	0.1

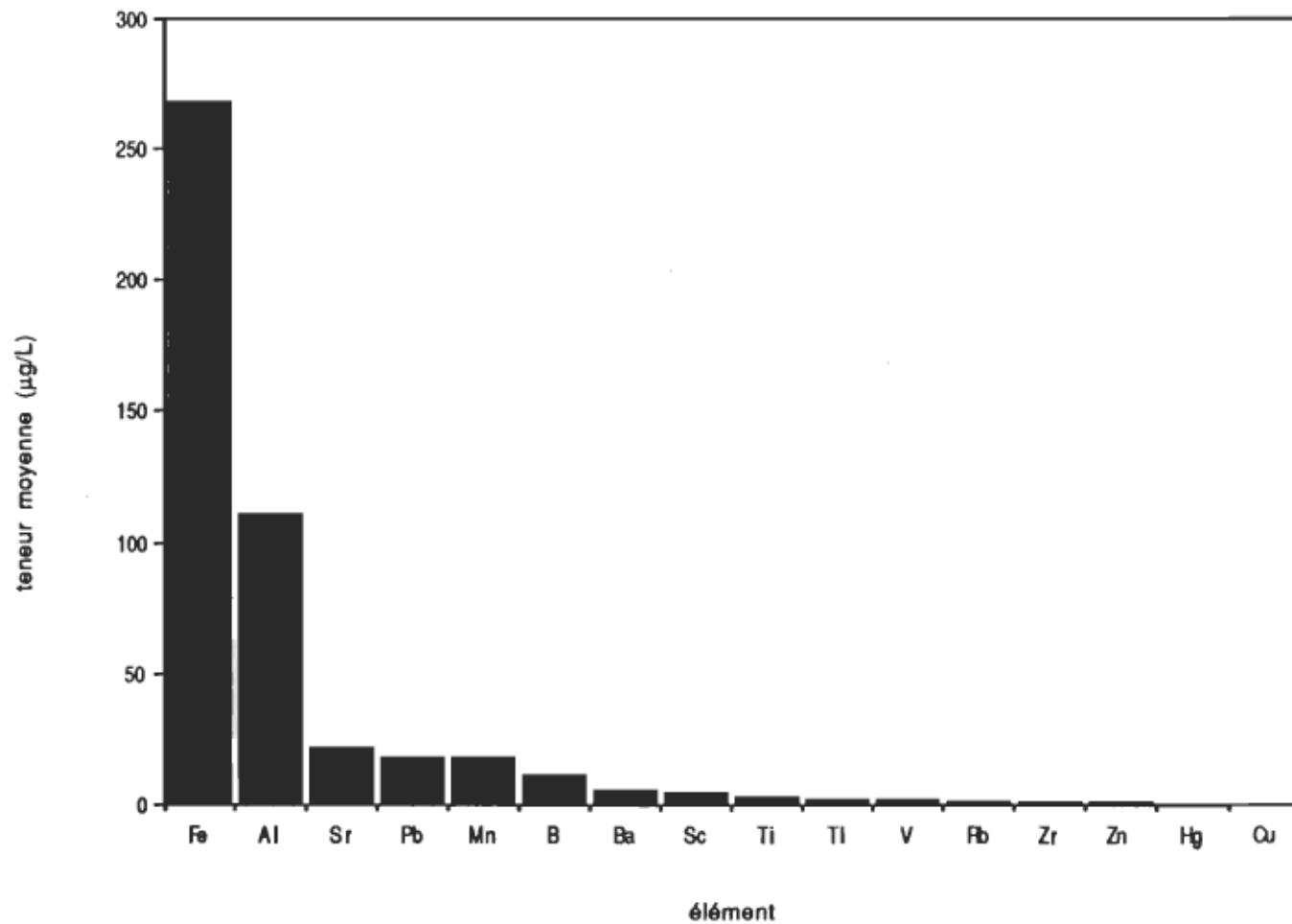


Figure 4. Bilan inorganique moyen de l'eau des lacs

1.1.1 Les éléments fréquemment étudiés

Dans les prochains paragraphes nous discuterons plus spécialement des éléments qui sont couramment choisis dans les études en relation avec les dépôts acides soit l'Al, le Cd, le Cu, le Mn, le Ni, le Pb et le Zn. Pour ce faire nous présenterons des résultats issus d'études réalisées dans l'est du Canada, études qui relatent la teneur de certains métaux dans l'eau de lacs de différents pH. Nous laisserons pour compte les études effectuées au Etats-Unis et en Europe.

Tout d'abord, mentionnons que tous les résultats issus de la littérature et rapportés dans cette section se rapportent toujours à des concentrations de métaux sous leur forme totale.

Aluminium

Les teneurs en Al mesurées dans les 13 lacs de la Mauricie varient entre 18 µg/L et 176 µg/L, la moyenne et la médiane sont de 110 µg/L. Ces valeurs sont comparables aux valeurs rapportées pour des lacs de la région de la Mauricie échantillonnés par Bobée et al. (1982) et par Langlois et al. (1983). Le premier mentionne une valeur médiane de 118 µg/L et une valeur minimale de 25 µg/L et une valeur maximum de 470 µg/L. Le second rapporte une valeur médiane de 47 µg/L et des teneurs qui se situent entre 0,5 µg/L et 1230 µg/L. Langlois et al. (1985) ont échantillonné 251 lacs sur le Bouclier Canadien en territoire québécois, ils obtiennent une valeur moyenne de 90,2 µg/L et une valeur maximale de 300 µg/L. Pour des lacs échantillonnés en Ontario, en Nouvelle-Ecosse et au Nouveau-Brunswick, Kelso et al. (1987) mentionnent des teneurs moyennes de 66 µg/L (étendue = 3,6 - 625 µg/L), de 119,4 µg/L (étendue = 9,9 - 380 µg/L) et de 43 µg/L (étendue = 9,9 - 190 µg/L). Les valeurs d'aluminium dans l'eau pour 130 lacs échantillonnés au Labrador varient entre 10 µg/L et 394 µg/L, et la moyenne est de 71

µg/L (Scruton, 1984). Des teneurs semblables ont été mesurées dans 109 lacs de Terre-Neuve; soit une moyenne de 112 µg/L et des valeurs qui s'étaient du seuil de détection (< 10 µg/L) à 430 µg/L (Scruton, 1983).

Cadmium

Langlois et al. (1983) ont observé pour des lacs de la région de la Mauricie des valeurs se situant entre 0,01 µg/L et 3,7 µg/L, avec une moyenne de 0,3 µg/L et avec une valeur médiane de 0,03 µg/L. Les teneurs en cadmium varient entre 0,1 µg/L et 1,8 µg/L et la moyenne est de 0,3 µg/L pour 251 lacs du Québec répartis sur le Bouclier Canadien (Langlois et al., 1985). Les teneurs pour ce métal varient peu dans les lacs de Terre-Neuve, elles se situent entre le seuil de détection (< 1 µg/L) et 2 µg/L (Scruton, 1983). Les teneurs de cadmium dans l'eau des lacs de notre étude sont très faibles elles sont sous le seuil de détection (< 0,1 µg/L), sauf pour un lac où la teneur de ce métal est de 0,5 µg/L.

Cuivre

Les teneurs en cuivre mesurées dans les lacs de la région de la Mauricie par Langlois et al. (1983) présentent peu de variation; elles sont comprises entre 1 µg/L et 4 µg/L et la valeur médiane est de 2 µg/L. Un échantillonnage de 251 lacs du Bouclier Canadien révèle des teneurs comprises entre le seuil de détection (< 1 µg/L) et 1,4 µg/L et une moyenne près du seuil de détection (Langlois et al., 1985). A Terre-Neuve les valeurs mesurées pour 109 lacs de pH 4,9 à 8,4 se situent entre le seuil de détection (< 2 µg/L) et 3 µg/L (Scruton, 1983). Kelso et al. (1987) rapporte une valeur moyenne de 4,5 µg/L et des valeurs qui s'étendent de 0,98 µg/L à 22 µg/L pour des lacs de l'Ontario. Dans notre étude, le cuivre a été détecté dans l'eau d'un seul lac, et ce avec une valeur de 2 µg/L, les autres lacs ont tous des teneurs sous le seuil de détection (< 0,1 µg/L). En général les concentrations de cuivre dans l'eau sont très faibles et présentent peu de variation comme le

démontre les résultats des diverses études. De plus, les concentrations ne semblent pas être influencées par le pH.

Fer

La teneur minimale et maximale pour le fer dans les lacs étudiés est respectivement de 62 µg/L et de 555 µg/L, la moyenne est de 268 µg/L et la valeur médiane est de 275 µg/L. Langlois et al. (1983) ont noté pour des lacs de la Mauricie des valeurs moins élevées que les nôtres. Ces valeurs sont comprises entre 4 µg/L et 287 µg/L, la moyenne et la médiane sont respectivement de 104 µg/L et de 84 µg/L. Pour des lacs du Bouclier Canadien en territoire québécois, Langlois (1985) rapporte des teneurs qui s'étalent entre 8 µg/L et 1610 µg/L, et une moyenne de 114 µg/L. Scruton (1983) mentionne des teneurs qui varient entre 7 µg/L et 1197 µg/L et une moyenne de 165 µg/L pour des lacs de Terre-Neuve. Au Nouveau-Brunswick, les teneurs en fer dans les lacs varient de 20 µg/L à 440 µg/L avec une moyenne de 76 µg/L. Dans des lacs de la Nouvelle-Ecosse, la moyenne est de 162 µg/L et les valeurs se situent entre 20 µg/L et 599 µg/L (Kelso et al., 1987).

Manganèse

Des valeurs se situant entre le seuil de détection (<10 µg/L) et 60 µg/L, et une médiane de 21 µg/L sont signalées par Bobée et al. (1982) pour le manganèse dans des lacs de la Mauricie. Dans la même région hydrogéographique, Langlois et al. (1983) ont mesuré des teneurs comprises entre 3 µg/L et 38 µg/L et une médiane de 18 µg/L. Kelso et al. (1987) ont relevé des teneurs semblables pour la Nouvelle-Ecosse avec une moyenne de 23 µg/L (étendue = 8,2 - 80 µg/L) et pour le Nouveau-Brunswick avec une moyenne de 18 µg/L (étendue = 8,2 - 69 µg/L). L'étendue des concentrations retrouvée pour le manganèse dans nos lacs est de 5 µg/L à 33 µg/L et la médiane est de 16 µg/L. Les teneurs mesurées

dans ces lacs concordent avec celles précédemment mentionnées pour des lacs de l'Est du Canada.

Nickel

Les concentrations moyennes de nickel trouvées dans les lacs, dans le cadre de différentes études sont faibles. On note par exemple; une moyenne de 5,1 µg/L (étendue = 2 - 8 µg/L) dans des lacs de la région de la Mauricie (Langlois et al., 1983), une moyenne de 1 µg/L (étendue = < 1 - 10 µg/L) pour des lacs du Bouclier Canadien (Langlois et al., 1985), une moyenne de 2,6 µg/L (étendue = 1 - 27 µg/L) pour des lacs de l'Ontario, et des teneurs toutes sous le seuil de détection (< 1 µg/L) pour des lacs de Terre-Neuve (Scruton, 1983). Dans les lacs de la présente étude les teneurs en nickel n'excèdent pas le seuil de détection (< 0,1 µg/L) dans aucun des cas.

Plomb

Langlois et al. (1983) mentionne une valeur médiane de 1,7 µg/L et des valeurs comprises entre 1 µg/L et 4 µg/L pour des lacs de la région de la Mauricie. Une valeur moyenne sous le seuil de détection (< 1 µg/L) et une valeur maximale de 48 µg/L ont été recensées pour des lacs au Québec situés sur le Bouclier Canadien (Langlois et al., 1985). Scruton (1983) a trouvé des valeurs sous le seuil de détection (< 1 µg/L) pour l'ensemble des lacs de la province Terre-Neuvienne. En Ontario les teneurs minimales et maximales mesurées dans les lacs sont de 0,00 µg/L et de 62 µg/L, la moyenne est de 5 µg/L (Kelso et al., 1987). Dans notre étude la valeur minimale est sous le seuil de détection (< 0,1 µg/L), la valeur maximale est de 61 µg/L, la moyenne et la médiane sont respectivement de 18,2 µg/L et de 22 µg/L.

Zinc

Neuf des treize lacs de notre étude comportent une concentration en zinc sous le seuil de détection (< 0,1 µg/L). La valeur maximale et la moyenne sont de 4,5 µg/L et de 0,6 µg/L, respectivement. Dans les lacs de la région de la Mauricie, Langlois et al. (1983) rapportent une moyenne de 13,6 µg/L et des teneurs qui varient entre 5 µg/L et 22 µg/L. Langlois et al. (1985) ont mesuré des teneurs qui se situent entre le seuil de détection (< 1 µg/L) et 3 µg/L, avec une moyenne de 7,4 µg/L pour des lacs du Bouclier Canadien. Dans les lacs de Terre-Neuve, Scruton (1983) signalent des teneurs sous le seuil de détection (< 2 µg/L). Une teneur moyenne en zinc de 14 µg/L et une étendue de 0,98 µg/L à 97 µg/L sont mentionnées pour des lacs (N = 109) de l'Ontario (Kelso et al., 1987).

Dans l'ensemble, les teneurs mesurées pour l'Al, le Cd, le Cu, le Mn, le Ni, le Pb et le Zn dans les lacs de la présente étude sont très comparables aux données rencontrées dans la littérature pour l'est du Canada.

1.1.2 Les éléments peu étudiés

Pour les autres éléments investigués (Ag, As, B, Ba, Bi, Co, Cr, Hg, Mo, Rb, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, Ti, Tl, U, V, W et Zr) dans notre recherche, aucune étude disponible pour l'est du Canada ne traite de ces métaux en relation avec l'acidité de l'eau. Nos résultats pour ces métaux sont en général les toutes premières informations quant à leur teneur dans l'eau des lacs de l'est du Canada. Dans le but d'avoir une idée de l'ordre de grandeur des teneurs retrouvées en eau douce pour ces éléments, un tableau (Tableau 6) a été colligé à partir des données rencontrées dans la littérature. Ces valeurs proviennent du réseau de surveillance des substances toxiques dans le milieu aquatique du MENVIQ (Goulet et al., 1982; Paul et al., 1985a), de la direction générale des eaux intérieures du Canada (McNelly et al., 1980) et d'une étude sur la teneur en métaux traces dans l'eau de lacs Suédois (Borg, 1983).

Tableau 6. Teneur ($\mu\text{g/L}$) des éléments dans l'eau

Élément	La présente étude			Littérature			Référence	
	moyenne $\mu\text{g/L}$	min. $\mu\text{g/L}$	max. $\mu\text{g/L}$	moyenne $\mu\text{g/L}$	min. $\mu\text{g/L}$	max. $\mu\text{g/L}$		
Antimoine	< 0.1	< 0.1	< 0.1		~ 0.13	0.06	0.19	McNelly et al., (1980) Borg, (1983)
Argent	< 0.1	< 0.1	< 0.1		0.2	390	McNelly et al., (1980)	
Arsenic	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 2 *	< 2	12	Goulet et al., (1982) McNelly et al., (1980) Borg, (1983)	
					< 10			
Baryum	5.6	1.8	9.4	~ 0.21	0.10	0.40	McNelly et al., (1980)	
Bore	11	< 0.1	21	100			McNelly et al., (1980)	
Chrome	< 0.1	< 0.1	< 0.1	2 *	1.5	86	Paul et al., (1985a) Goulet et al., (1982) McNelly et al., (1980) Borg, (1983)	
				< 2 *	< 1	23		
					< 1			
Cobalt	< 0.1	< 0.1	< 0.1	~ 0.20	0.09	0.35	McNelly et al., (1980) Borg, (1983)	
					< 1			
Etain	< 0.1	< 0.1	< 0.1		< 0.2	1.2	Borg, (1983)	
Mercure	0.4	< 0.1	0.7	< 0.05 *	< 0.05	6.1	Goulet et al., (1982) McNelly et al., (1980)	
					~ 0.05			
Molybdène	< 0.1	< 0.1	0.2		< 1		McNelly et al., (1980)	
				< 0.8	< 0.1	2.4	Borg, (1983)	
Scandium	5.1	4.6	6.2		< 0.005	0.46	Borg, (1983)	
Sélénium	< 0.1	< 0.1	< 0.1		< 1		McNelly et al., (1980) Borg, (1983)	
				~ < 0.3	< 0.1	1.0		
Thallium	2.3	2	3.4		trace		McNelly et al., (1980)	
Tungstène	< 0.1	< 0.1	0.2		trace		McNelly et al., (1980)	
Uranium	< 0.1	< 0.1	< 0.1		1	10	McNelly et al., (1980)	
Vanadium	2.2	2	2.5		< 50		McNelly et al., (1980)	

* : médiane

L'examen de ce tableau nous indique que les teneurs observées pour ces éléments dans les lacs de notre étude sont semblables aux teneurs répertoriées dans la littérature.

1.2 Concentration des éléments dans l'eau des lacs en relation avec le pH de l'eau

Des concentrations élevées en métaux dans l'eau sont souvent rencontrées dans des lacs sujets aux dépôts acides. L'augmentation de la concentration de certains métaux a été mise en évidence dans différentes études sur l'acidification des écosystèmes lacustres en Scandinavie et en Amérique du Nord. Les métaux présents dans l'eau peuvent provenir de trois sources; du lessivage des minéraux du bassin versant, des dépôts atmosphériques et de la mise en solubilité des métaux contenus dans les sédiments. A cela s'ajoute l'effet de l'acidité de l'eau qui peut maintenir les métaux dans la colonne d'eau.

Des 29 éléments analysés dans l'eau des lacs, seize éléments ont des teneurs au dessus du seuil de détection de l'appareil. A l'examen du tableau 5 on note que parmi ces seize éléments, onze éléments (Al, B, Ba, Fe, Mn, Pb, Rb, Sr, Ti, Zn, Zr) comportent des variations dans leur teneur dans l'eau des lacs. Ceci peut laisser présumer, entre autre, un effet possible du pH sur leur teneur. Afin de vérifier si des variations dans la teneur des éléments sont dues au facteur pH, nous avons réalisé dans un premier temps une analyse de variance et dans un deuxième temps dresser la matrice de corrélation de Pearson.

Pour les besoins de l'analyse de variance, les treize lacs ont été regroupés en quatre classes selon leur pH; chaque classe ayant une étendue d'environ une demi-unité de pH.

Classe de pH	N	pH des lacs
< 5,5	2	5,22 à 5,50
5,5-6,0	5	5,63 à 6,00
6,0-6,5	4	6,10 à 6,39
> 6,5	2	6,63 à 7,06

Tableau 7. Moyennes des teneurs ($\mu\text{g/L}$) des éléments dans l'eau des lacs par classe de pH

Élément	pH < 5.5	pH 5.5 - 6.0	pH 6.0 - 6.5	pH > 6.5
Ag	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Al *	141	161	74	31
As	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
B *	13	14	11	2.7
Ba	6	5	6	6
Bl	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cd	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Co	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cr	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cu	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Fe	349	312	176	262
Hg	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0,6
Mn	19	20	18	9.8
Mo	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Ni	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Pb	30	23	9	11
Rb	0.89	1	1	1.8
Sb	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sc	5	5	5	5
Se	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sn	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sr *	12	14	25	46
Tl	2.8	3	3	2.6
Tl	3	2	2	2
U	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
V	2.3	2	2.3	2.1
W	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Zn	0.6	1	< 0.1	< 0.1
Zr	< 0.1	< 0.1	1	0.8

* test de F, $p < 0,05$ réalisé sur valeurs log 10

Le tableau 7 présente les moyennes des concentrations des éléments dans l'eau des lacs, regroupées selon ces quatres classes de pH. L'analyse de variance réalisée sur les valeurs en log 10 indique qu'il y a une différence significative entre les moyennes de ces quatres classes de pH pour l'aluminium, le bore et le strontium au niveau $P < 0,05$.

Afin de rechercher la présence d'une relation de type linéaire entre la concentration d'un élément dans l'eau des lacs et le pH de l'eau nous avons calculé la corrélation (matrice de Pearson) entre les teneurs (log 10) en éléments dans l'eau des lacs et le pH de l'eau. La corrélation de Pearson a permis d'identifier trois éléments liés au pH de l'eau avec un niveau de signification $p < 0,01$ (Tableau 8). Ainsi l'aluminium et le manganèse augmentent avec l'acidité de l'eau, quant au strontium sa concentration diminue avec l'acidité de l'eau. Les relations graphiques sont présentées aux figures 5, 6, 7. L'aluminium et le strontium ont un coefficient de corrélation fort et un niveau de signification élevé ($p < 0,001$), d'ailleurs l'influence du pH envers ces éléments a aussi été mis en évidence lors de l'analyse de variance.

Tableau 8: Coefficient de corrélation de Pearson et niveau de signification entre la teneur des éléments dans l'eau et le pH de l'eau des lacs

Al - pH	-0,8865	***
Mn - pH	-0,6591	**
Sr - pH	0,8756	***

** : niveau de signification de $p < 0,01$

*** : niveau de signification de $p < 0,001$

Au Québec, une seule étude a démontré l'existence de relation entre l'acidité de l'eau des lacs et les concentrations en aluminium et en manganèse. Kelso et al, (1987) ont trouvé des corrélations négatives significatives entre le pH de l'eau et la concentration en aluminium,

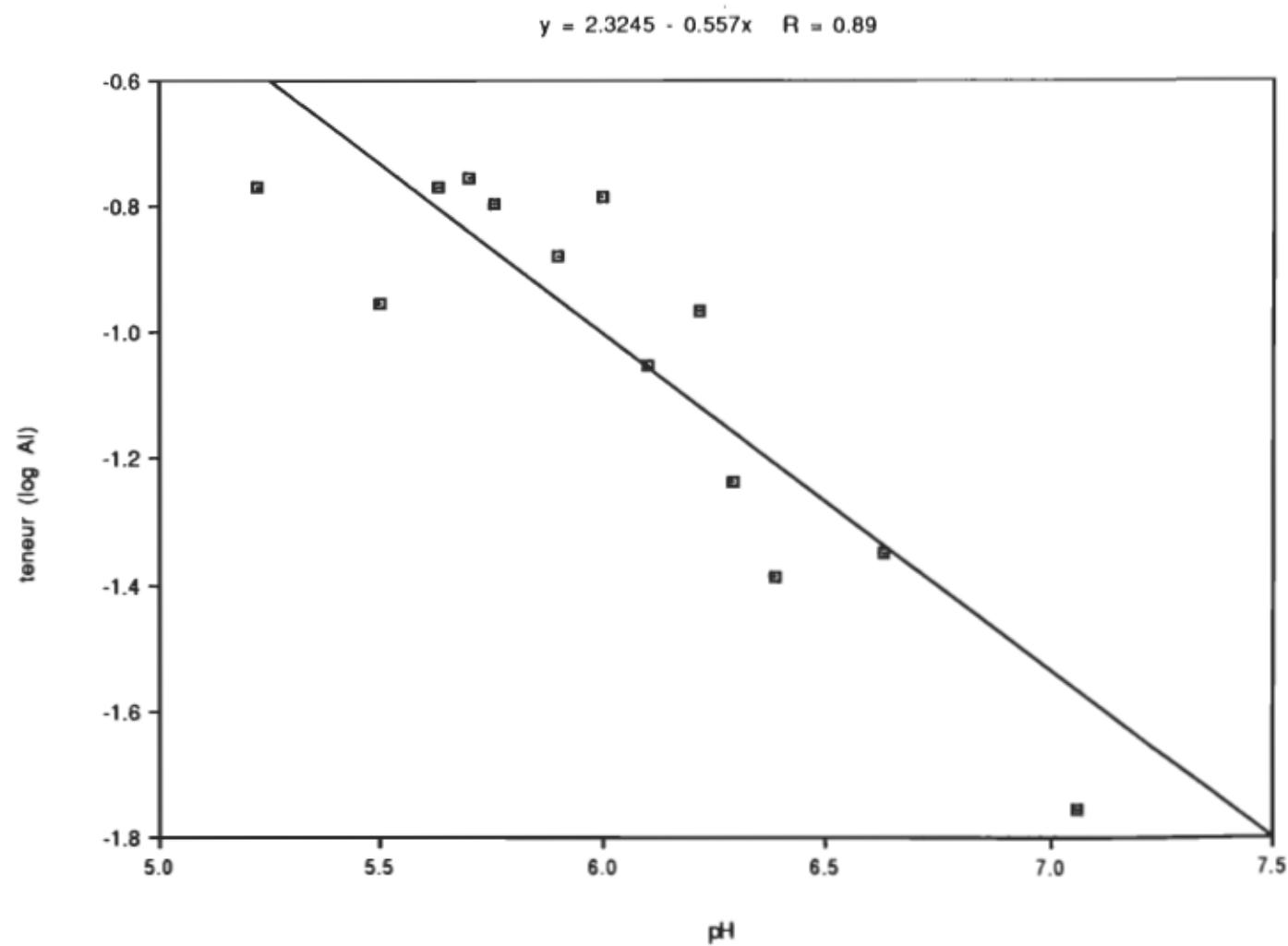


Figure 5. Relation entre la teneur en aluminium dans l'eau et le pH des lacs

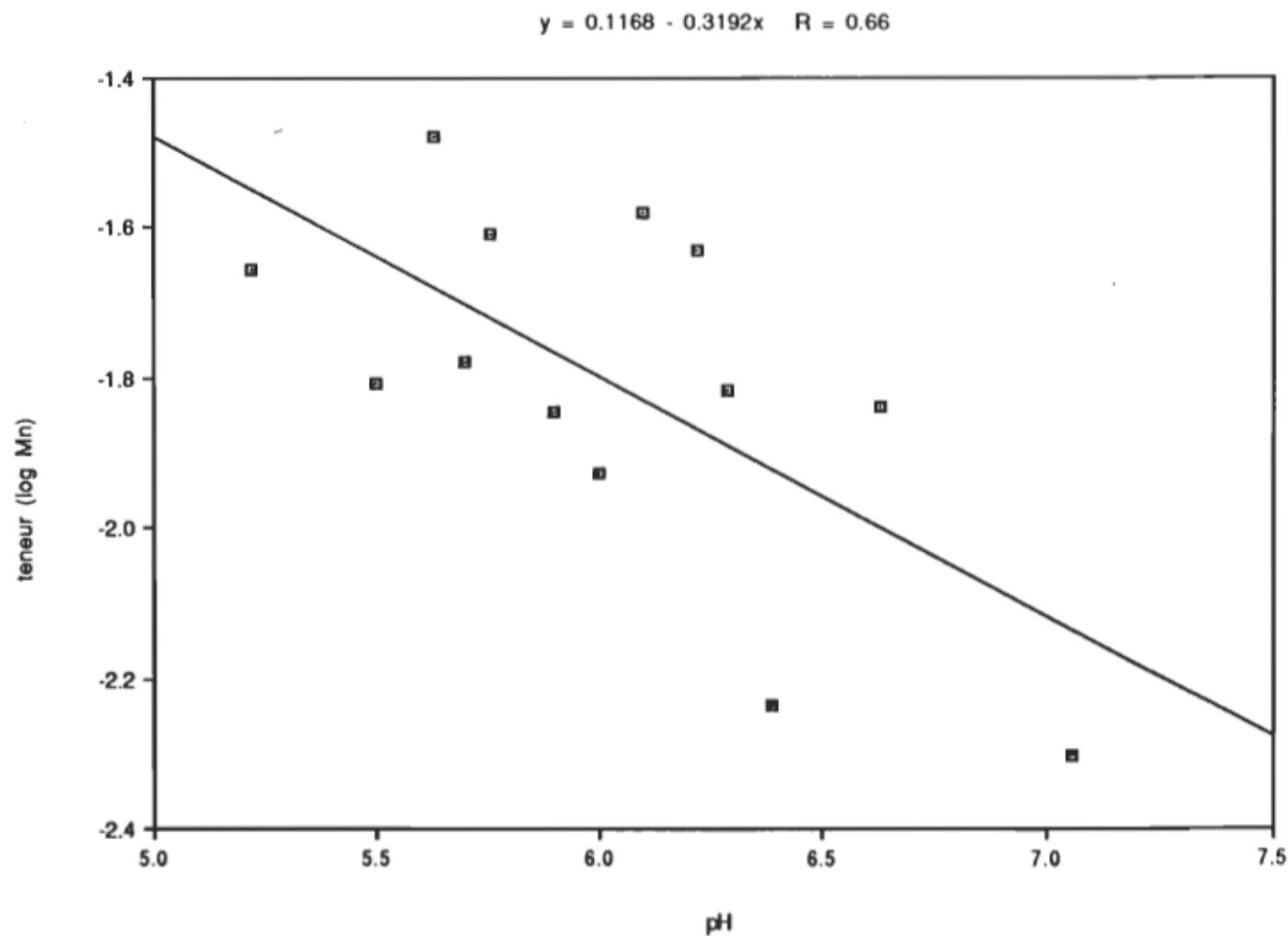


Figure 6. Relation entre la teneur en manganèse dans l'eau et le pH des lacs

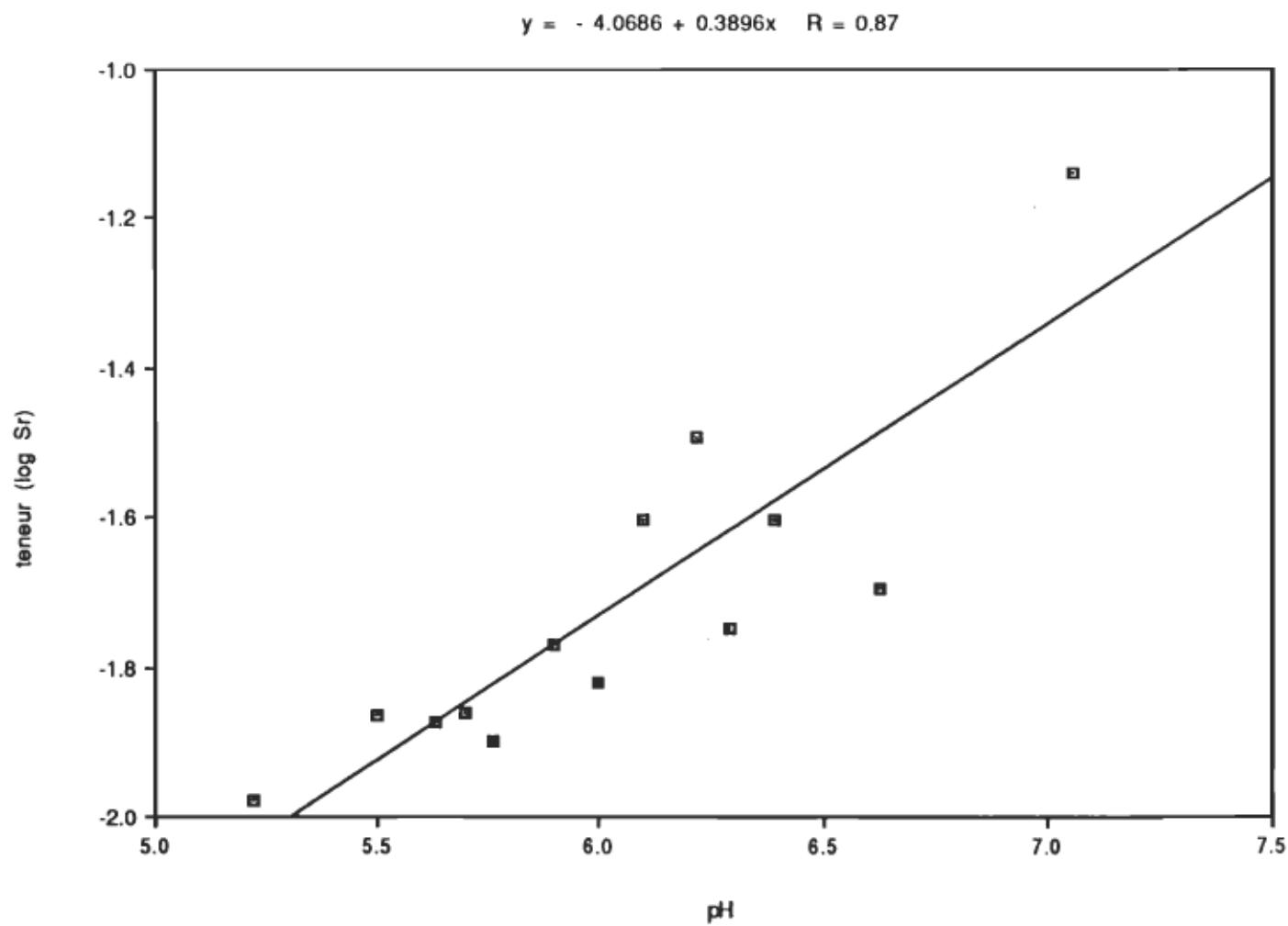


Figure 7. Relation entre la teneur en strontium dans l'eau et le pH des lacs

et la concentration en manganèse dans l'eau de différents lacs du Québec. Dans une étude physico-chimique sur des lacs du Bouclier Canadien, Langlois et al. (1983) ont vérifié les relations graphiques entre le pH et l'aluminium, et le manganèse. Ils n'ont trouvé aucune relation linéaire évidente. Ceux-ci mentionnent qu'en de rares occasions les concentrations en aluminium les plus élevées rencontrées dans l'eau des lacs, correspondaient à des lacs acides. Dans une autre étude sur des lacs du Bouclier Canadien, Langlois et al. (1985) concluent à l'absence de relation apparente entre le pH des lacs et les concentrations en aluminium et en manganèse dans l'eau. Ils notent aussi que les concentrations en aluminium les plus élevées ne se retrouvent pas dans les endroits où les effets des dépôts acides sont importants. Bien que ceux-ci (Langlois et al., 1983; 1985) n'aient pas relevé de corrélation dans leur étude, ils mentionnent que l'aluminium, le fer et le manganèse sont des éléments abondants dans le sol et la roche en place du Bouclier Canadien. En conditions acides, ils pourraient être facilement lessivés du bassin versant et se retrouvés dans l'eau. Bobée et al. (1982) ont calculé la corrélation entre le pH et le log [Al] et entre le log [Mn] pour des lacs échantillonnés sur le Bouclier Canadien. Ils ont obtenu pour l'aluminium un coefficient de corrélation de - 0,27 ($p < 0,001$; $N = 134$) et un coefficient de corrélation de - 0,28 ($p < 0,05$; $N = 65$) pour le manganèse. En n'utilisant que les valeurs issues de lacs échantillonnés dans la région de la Mauricie, ils obtiennent pour l'aluminium un coefficient de corrélation de - 0,35 ($p < 0,001$; $N = 41$) et aucune relation significative pour le manganèse. Les auteurs qualifient ces coefficients de corrélation de faibles et concluent à une absence de relation avec le pH pour ces deux métaux. Bien que les coefficients de corrélation soient faibles, on constate que leur signe négatif laisse quand même présager une tendance à l'augmentation des concentrations avec l'augmentation de l'acidité de l'eau.

Des corrélations entre le pH et la concentration en aluminium, et en manganèse ont été signalées dans certaines régions de l'est du Canada. Dans les lacs de Terre-Neuve, Scruton (1983) a constaté des corrélations entre le pH des lacs et la teneur (log) en aluminium ($r =$

-0,43: $p < 0,001$), et la teneur (log) en manganèse ($r = -0,33$: $p < 0,005$). L'aluminium a aussi été corrélé avec le pH de l'eau ($r = -,38$: $p < 0,001$) dans le cas de lacs échantillonnés au Labrador (Scruton, 1984). Dans une étude sur l'acidification des eaux de surfaces de l'est du Canada, Kelso et al. (1987) ont trouvé une forte relation entre la concentration en aluminium dans l'eau et le pH des lacs pour les régions suivantes (Ont., Qué., N.-E., N.-B., T.-N., Labrador). Mais lorsque ces données sont scindées par région, des corrélations significatives n'apparaissent que dans le cas du Québec, de l'Ontario et du Nouveau-Brunswick.

Dans l'est du Canada, le Cd, le Cu, le Fe, le Ni, le Pb, et le Zn ont aussi fait l'objet de recherche (Langlois et al., 1983, 1984; Scruton, 1983, 1985; Kelso et al., 1987) quant à leur teneur dans l'eau en relation avec le pH des lacs. On constate pour l'ensemble de ces recherches que les concentrations en fer varient passablement, et qu'elles ont été rarement corrélées au pH, sauf dans le cas des lacs du Nouveau-Brunswick par Kelso et al. (1987). Pour les cinq autres métaux aucune relation significative et forte avec le pH de l'eau des lacs n'a été décelée dans ces études, ainsi que dans la nôtre. Les teneurs de ces métaux se situent souvent près des seuils de détection des appareils utilisés. L'absence de corrélation pour le cadmium, le plomb, et le zinc dans l'eau en fonction du pH notée pour les lacs de l'est du Canada contraste avec les résultats rapportés en Suède par Dickson (1980) et Borg (1983) où ceux-ci avaient constaté une augmentation évidente de la concentration de ces éléments en relation avec une diminution du pH des lacs.

Un certain nombre de facteurs que nous n'avons pas mesuré semblent intervenir dans la teneur en éléments dans l'eau; le choix des lacs, plus précisément, l'ordre de drainage (lac de tête, lac de 2^e ordre, etc.), la teneur en carbone organique dissous (coloration), ainsi que les disparités géologiques. En effet certains auteurs font mention de relation ou du moins de lien entre la teneur en élément dans l'eau et certains de ces facteurs. Par exemple,

la teneur en aluminium a été corrélée positivement avec la coloration dans les régions suivantes; en Nouvelle-Ecosse (Kelso et al., 1987), à Terre-Neuve et au Labrador (Scruton, 1983, 1984; Kelso et al., 1987) ainsi qu'au Québec par Langlois et al. (1985). Des corrélations positives ont aussi été relevées entre la coloration de l'eau et la manganèse dans des lacs de Terre-Neuve (Scruton, 1983; Kelso et al., 1987), et de même pour le fer dans des lacs de la Nouvelle-Ecosse (Kelso et al., 1987) et de Terre-Neuve (Scruton, 1983; Kelso et al., 1987). Langlois et al., (1985) corrèlent les concentrations en aluminium, en manganèse et en fer dans l'eau avec l'ordre de drainage des lacs. Ces mêmes auteurs mentionnent que les concentrations en aluminium et en fer sont plutôt influencées par les caractéristiques pédologiques et géologiques du bassin versant et par le carbone organique dissous, ce dernier étant un indice de la teneur en matière organique présente dans l'eau des lacs.

2. LES POISSONS

Nous adopterons dans cette section la même stratégie de discussion utilisée lors de l'examen des résultats sur la teneur des éléments dans l'eau; dans un premier temps nous rapporterons et discuterons des résultats sans tenter d'établir de relation avec l'acidité de l'eau et avec la teneur en éléments dans l'eau, puis en dernier lieu nous aborderons les résultats dans ce sens.

2.1 Concentration des éléments dans le muscle de poissons

La teneur ($\mu\text{g/g}$ poids humide) de 29 éléments sous leur forme totale a été déterminée dans le muscle de poissons capturés dans les treize lacs précédemment étudiés. On retrouve au tableau 4 le nombre de poissons analysés par espèce et par lac, pour un total de 67 poissons. Les valeurs individuelles des 29 éléments pour chacun des 67 poissons sont rapportées à l'annexe 2.

Le bilan inorganique moyen du muscle (Figure 8) réalisé sur l'ensemble des poissons renseigne sur la plus ou moins grande abondance des éléments dans ce tissu. Les éléments les plus concentrés ont des teneurs moyennes au dessus de 1 µg/g, il s'agit par ordre d'importance du fer (19,84 µg/g), du rubidium (10,30 µg/g), de l'aluminium (5,14 µg/g), du zinc (4,01 µg/g), du bore (3,96 µg/g), du baryum (1,46 µg/g), du mercure (1,31 µg/g) et de l'antimoine (1,07 µg/g). Dix-sept éléments (Ag, As, Bi, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Sc, Se, Sr, Ti, Tl, U, W, Zr) ont des teneurs moyennes entre 0,1 µg/g et 1,0 µg/g. Le cadmium, le cobalt, le molybdène et le vanadium ont des teneurs plus petites que 0,1 µg/g.

Les statistiques descriptives relatives aux 29 éléments analysés dans le muscle de poisson apparaissent au tableau 9. Onze éléments (Bi, Cd, Co, Mo, Sb, Sc, Se, Tl, U, V, W) n'ont pas toujours été détectés dans le muscle du poisson comme en témoignent les valeurs minimums sous le seuil de détection (< 0,001 µg/g). L'étendue (min. et max.) des valeurs des concentrations et les valeurs des coefficients de variation supérieure à 100% dénotent la présence de variations importantes dans la concentration de certains éléments (Ag, Al, B, Bi, Mn, Pb, Sb, Sn, Sr, Tl, U, W, Zr) dans le muscle.

2.1.1 Les éléments fréquemment étudiés

Sur l'ensemble des éléments étudiés dans ce projet, un certain nombre ont été considérés dans différentes études sur la teneur en éléments dans le poisson par contre d'autres n'ont fait que rarement l'objet de travaux. Les éléments fréquemment étudiés seront traités individuellement dans cette section afin de mettre l'emphasis sur ceux-ci. Les autres éléments seront présentés sous forme de tableau où sont assortis nos résultats et des données issues de la littérature.

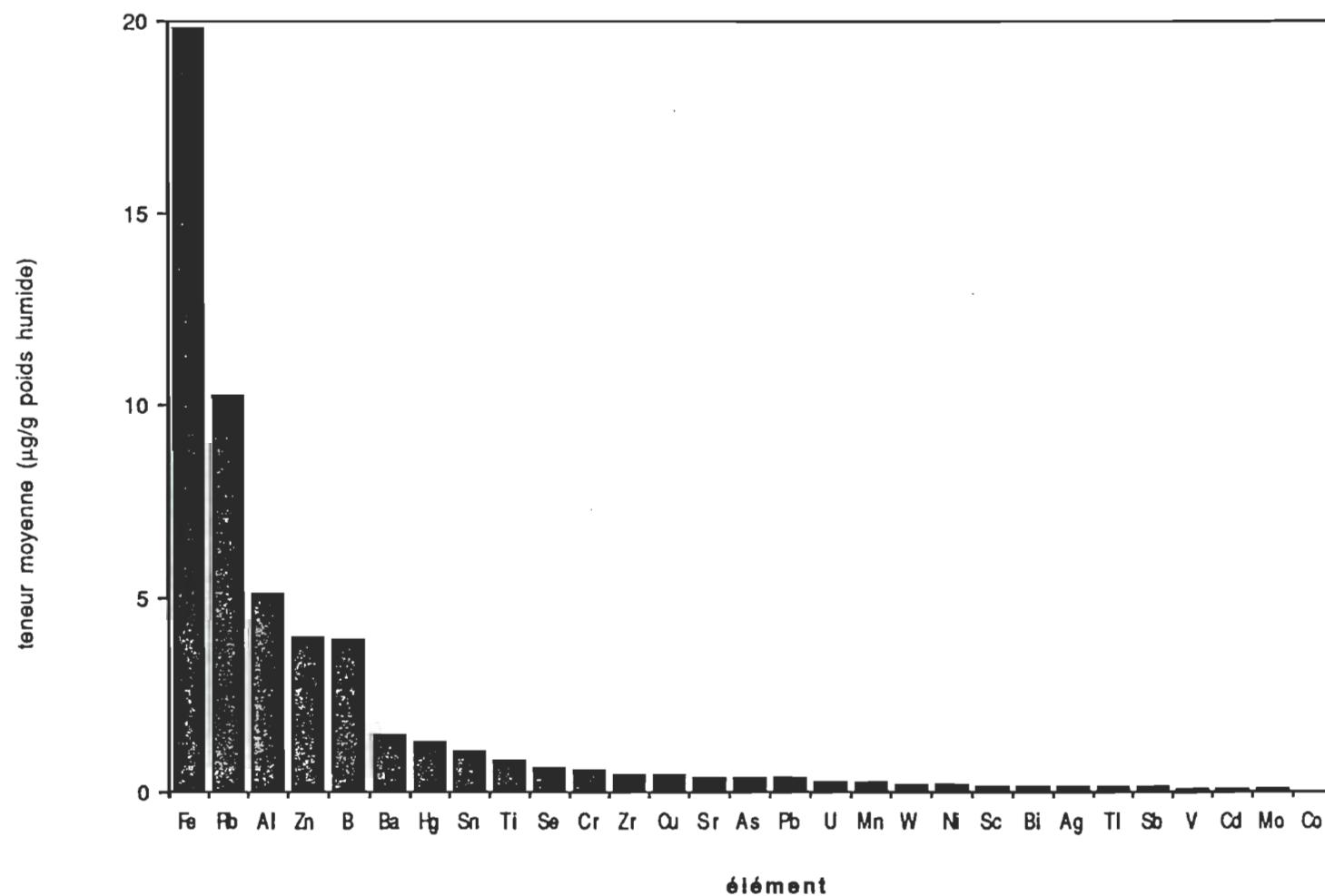


Figure 8. Bilan inorganique moyen du muscle des poissons

Tableau 9. Statistiques descriptives des teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des poissons sur l'ensemble des poissons

Élément	moyenne	écart-type	min.	max.	médiane	90 ^e centile	C.V. *	N
	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	%	
Ag	0.133	0.23	0.001	1.423	0.056	0.314	173	67
Al	5.135	6.29	0.090	34.058	2.661	14.971	122	63
As	0.350	0.28	0.015	1.841	0.298	0.657	80	67
B	3.960	4.17	0.131	16.463	2.256	9.651	105	62
Ba	1.462	1.25	0.022	6.190	1.138	3.413	85	64
Bl	0.149	0.48	< 0.001	3.385	0.042	0.171	322	67
Cd	0.074	0.05	< 0.001	0.212	0.063	0.148	68	67
Co	0.014	0.01	< 0.001	0.051	0.013	0.032	71	67
Cr	0.557	0.34	0.232	1.877	0.486	0.668	61	67
Cu	0.423	0.20	0.147	1.177	0.351	0.662	47	67
Fe	19.839	13.38	7.660	70.060	15.755	42.636	67	67
Hg	1.314	0.57	0.389	3.302	1.278	1.976	43	64
Mn	0.220	0.25	0.065	1.362	0.142	0.353	114	67
Mo	0.033	0.03	< 0.001	0.205	0.026	0.056	91	67
Ni	0.178	0.12	0.032	0.629	0.150	0.356	67	67
Pb	0.346	0.85	0.025	4.990	0.110	0.595	246	66
Rb	10.303	2.74	4.550	20.125	10.306	13.097	27	67
Sb	0.120	0.21	< 0.001	1.433	0.067	0.241	175	67
Sc	0.149	0.11	< 0.001	0.475	0.125	0.334	74	67
Se	0.606	0.48	< 0.001	2.582	0.481	1.194	79	67
Sn	1.070	2.95	0.002	17.385	0.259	1.492	276	67
Sr	0.377	0.64	0.020	3.897	0.114	1.167	170	67
Tl	0.821	0.58	0.194	2.216	0.471	1.782	71	67
Tl	0.120	0.46	< 0.001	2.359	0.019	0.044	383	67
U	0.236	1.25	< 0.001	9.492	0.017	0.046	530	67
V	0.081	0.05	< 0.001	0.205	0.073	0.139	62	67
W	0.214	0.59	< 0.001	3.849	0.080	0.193	276	62
Zn	4.009	1.69	2.281	15.027	3.748	4.687	42	67
Zr	0.461	1.03	0.040	7.962	0.217	0.835	223	67

* coefficient de variation = écart-type / moyenne $\times 100$

Comme il y a peu d'étude dans l'est du Canada sur la teneur des éléments dans le muscle de poisson en relation avec les dépôts acides, nous aurons recours dans les deux prochaines sections à des résultats d'études à caractère légèrement différent. Par exemple les études de Sloterdijk (1977), de Harvey (1979), de Nadeau et al. (1984), de Paul et Laliberté (1985a) (1985b) (1987) où les analyses sont effectuées avec de la chair de poisson qui serait en fait un homogénat de peau, de muscle et d'os. Sachant que ces divers tissus peuvent accumuler différemment les éléments on doit les utiliser avec discernement. On amène aussi des résultats qui proviennent d'études qui visent à déterminer la contamination du poisson dans des milieux potentiellement pollués comme les travaux du réseau de surveillance des substances toxiques du MENVIQ et du comité d'étude sur le fleuve St-Laurent. Ces milieux contrastent avec ceux choisis dans le cadre des études en relation avec les dépôts acides où celles-ci sont réalisées dans des lacs de différents pH situés habituellement en région non urbaine et non rurale donc exempts d'un apport de pollution directe.

Arsenic

Lors d'une étude sur les poissons habitant des lacs de différents pH de l'ouest de l'Ungava, Delisle et al. (1986) ont détecté de l'arsenic dans le muscle de 58 poissons sur 109 poissons. Les teneurs détectées varient entre 0,010 µg/g et 0,204 µg/g avec une valeur moyenne de 0,033 µg/g. Les poissons des lacs de Terre-Neuve présentent en général dans leur muscle des concentrations sous le seuil de détection (<0,003 µg/g), la valeur maximale enregistrée est de 0,360 µg/g (Scruton, 1983). Pour la chair des poissons du fleuve St-Laurent, Sloterdijk (1977) signale une valeur moyenne de 0,2 µg/g et une valeur minimum et maximum de 0,02 µg/g et 0,9 µg/g, respectivement. La concentration moyenne dans les muscles des poissons du sud de la Mauricie est plus élevée que dans ces études, elle est de 0,350 µg/g, les valeurs extrêmes sont de 0,015 µg/g et de 1,841 µg/g.

Cadmium

Dans les lacs du sud de la Mauricie, le muscle des poissons présente des teneurs entre le seuil de détection ($< 0,001 \mu\text{g/g}$) et $0,212 \mu\text{g/g}$, avec une moyenne de $0,074 \mu\text{g/g}$ et une médiane de $0,063 \mu\text{g/g}$. Delisle et al. (1986) mentionnent des teneurs toutes situées sous le seuil de détection ($< 0,2 \mu\text{g/g}$) dans le muscle de huit espèces de poissons provenant de lacs situés dans la partie ouest de l'Ungava. Dans des lacs de Terre-Neuve, les teneurs dans le muscle pour quatre espèces s'échelonnent entre le seuil de détection ($< 0,005 \mu\text{g/g}$) et $0,101 \mu\text{g/g}$, la majorité des valeurs sont sous le seuil de détection (Scruton, 1983). Nadeau et al. (1984) ont mesuré des teneurs qui varient entre le seuil de détection ($< 0,01 \mu\text{g/g}$) et $0,16 \mu\text{g/g}$ dans la chair de poissons de 32 lacs du Québec. Une étude (Harvey, 1979) réalisée sur le bassin de la Yamaska révèle que la majorité des analyses sont sous le seuil de détection ($< 0,04 \mu\text{g/g}$), la teneur maximale notée est de $0,66 \mu\text{g/g}$. Des teneurs situées entre $0,015 \mu\text{g/g}$ et $0,05 \mu\text{g/g}$ ont été rapportées dans la chair de poisson par Paul et Laliberté (1985a) dans le cadre d'une étude sur la contamination des bassins versants de lacs et de rivières parmi les plus pollués au Québec. Une étude des mêmes auteurs révèle que la chair des poissons de la rivière Outaouais comporte des teneurs sous le seuil de détection ($< 0,05 \mu\text{g/g}$) pour 96% des analyses effectuées. La teneur maximum mesurée est de $0,30 \mu\text{g/g}$ (Paul et Laliberté, 1987). L'étendue des concentrations retrouvées dans les lacs de notre étude est similaire à celle de la littérature, on notera par exemple que la moyenne pour les poissons du sud de la Mauricie est légèrement élevée.

Cobalt

Cet élément varie entre le seuil de détection ($< 0,001 \mu\text{g/g}$) et $0,051 \mu\text{g/g}$ dans le muscle des poissons de la présente étude, la valeur moyenne est de $0,014 \mu\text{g/g}$. Ces

teneurs sont similaires à celles rencontrées dans la littérature. Des teneurs situées entre le seuil de détection ($< 0,05 \mu\text{g/g}$) et $0,20 \mu\text{g/g}$ et une médiane près de $0,05 \mu\text{g/g}$ sont mentionnées pour la chair de poissons récoltés dans des lacs du Québec (Nadeau et al., 1984). L'étude de Harvey (1979) sur la contamination du bassin versant de la Yamaska révèle des teneurs comprises entre le seuil de détection ($< 0,03 \mu\text{g/g}$) et $0,3 \mu\text{g/g}$ et une valeur moyenne de $0,035 \mu\text{g/g}$ dans la chair des poissons. Le cobalt varie entre $0,03 \mu\text{g/g}$ et $2,1 \mu\text{g/g}$ dans la chair des poissons du fleuve St-Laurent, la teneur moyenne est de $0,5 \mu\text{g/g}$ (Sloterdijk, 1977). Dans le cadre du réseau de surveillance des substances toxiques du MENVIQ la chair des poissons analysés a des teneurs toutes sous le seuil de détection ($< 0,025 \mu\text{g/g}$) (Paul et Laliberté, 1985b).

Chrome

Le chrome s'échelonnent entre $0,232 \mu\text{g/g}$ et $1,877 \mu\text{g/g}$ dans le muscle des poissons des lacs de la Mauricie-sud, la moyenne est de $0,557 \mu\text{g/g}$ et la médiane est de $0,486 \mu\text{g/g}$. Ces valeurs s'inscrivent bien avec celles rencontrées dans différents travaux. Nadeau et al. (1984) rapportent des concentrations se situant entre le seuil de détection ($< 0,03 \mu\text{g/g}$) et $2,38 \mu\text{g/g}$ dans la chair de poissons de lacs du Québec et des valeurs médianes de $0,26 \mu\text{g/g}$ pour la truite mouchetée et de $0,54 \mu\text{g/g}$ pour le Grand brochet. Des teneurs qui s'échelonnent entre le seuil de détection ($< 0,01 \mu\text{g/g}$) et $1,54 \mu\text{g/g}$, et une moyenne de $0,06 \mu\text{g/g}$ dans la chair de poissons sont signalées par Harvey (1979). Des teneurs variant entre $0,05 \mu\text{g/g}$ et $1,6 \mu\text{g/g}$ et une moyenne de $0,4 \mu\text{g/g}$ ont été mesurées dans la chair des poissons du fleuve St-Laurent (Sloterdijk, 1977). Le MENVIQ signale des teneurs comprises entre $0,09 \mu\text{g/g}$ et $0,29 \mu\text{g/g}$ dans la chair des poissons échantillonné (Paul et Laliberté, 1985a).

Cuivre

Les poissons des lacs de la Mauricie-sud ont dans leur muscle une teneur moyenne de 0,423 µg/g, les valeurs minimum et maximum rencontrées sont de 0,147 µg/g et de 1,177 µg/g, respectivement. Ces valeurs sont comparables à celles mentionnées ci-après. Les teneurs en cuivre se situent entre 0,10 µg/g et 1,72 µg/g dans la chair des poissons analysés par Nadeau et al. (1984). Les poissons de la rivière Yamaska ont une teneur moyenne de 0,55 µg/g dans leur chair, les valeurs minimum et maximum sont de 0,04 µg/g et de 2,36 µg/g (Harvey, 1979). Lors de l'étude sur le fleuve St-Laurent, Sloterdijk (1977) a obtenu une valeur moyenne de 0,4 µg/g dans la chair de poisson, les valeurs extrêmes sont de 0,05 µg/g et de 1,6 µg/g. Paul et Laliberté (1985a) signalent des teneurs situées entre 0,10 µg/g et 1,21 µg/g dans la chair des poissons analysés.

Manganèse

Les poissons habitant les lacs de l'ouest de l'Ungava ont des teneurs dans les muscles qui varient entre 0,030 µg/g et 0,16 µg/g et une teneur moyenne de 0,082 µg/g (Delisle et al. 1986). Des teneurs qui s'échelonnent de 0 à 3,9 µg/g sont rapportées pour le muscle de poissons des lacs de Terre-Neuve (Scruton, 1983). Nadeau et al. (1984) obtiennent une valeur minimum de 0,10 µg/g et une valeur maximum de 11,15 µg/g dans la chair de poissons de divers lacs du Québec. Harvey (1979) mentionne pour la chair de poissons une concentration moyenne de 3,82 µg/g et une étendue de concentration entre 0,24 µg/g et 36 µg/g, respectivement. Des teneurs situées entre 0,10 µg/g et 1,55 µg/g sont rapportées pour la chair de poisson par Paul et Laliberté (1985b). Ce métal varie entre 0,065 µg/g et 1,362 µg/g dans le muscle des poissons du lac du sud de la Mauricie, avec une teneur moyenne de 0,220 µg/g. On note une concordance entre l'étendue des concentrations retrouvées dans notre étude et celles des autres études ici rapportées.

Mercure

Delisle et al. (1986) ont trouvé une valeur moyenne de 0,344 µg/g, un minimum de 0,018 µg/g et un maximum de 2,742 µg/g dans le muscle de différentes espèces habitant des lacs de l'Ungava. Dans les lacs de Terre-Neuve les muscles des poissons analysés ont des concentrations en mercure qui varient entre 0,02 µg/g et 1,2 µg/g (Scruton, 1983). Les neuf espèces de poissons récoltés dans les lacs du Labrador ont dans les muscles des teneurs qui s'échelonnent entre 0,02 µg/g et 1,5 µg/g, les valeurs moyennes par espèce varient entre 0,13 µg/g et 0,56 µg/g (Scruton, 1984). Des teneurs situées entre 0,05 µg/g et 1,64 µg/g ont été rapportées dans la chair de poissons de 32 lacs du Québec par Nadeau et al. (1984). Le mercure varie entre 0,08 µg/g et 5,12 µg/g dans la chair de différentes espèces de poissons récoltés dans des lacs et des rivières reconnus comme pollués au Québec (Paul et Laliberté, 1985a). Dans la chair de poissons récoltés dans la rivière Outaouais, Paul et Laliberté (1987) rapportent des teneurs qui s'échelonnent entre 0,08 µg/g et 1,80 µg/g. Les poissons du bassin versant de la rivière Yamaska analysés dans l'étude de Harvey (1979) contiennent une valeur moyenne de 0,38 µg/g et les limites de variation des teneurs vont du seuil de détection (< 0,01 µg/g) à 2,31 µg/g. Le muscle des poissons des lacs de la Mauricie-sud présente une concentration moyenne de 1,314 µg/g, les limites de variations sont de 0,389 µg/g et de 3,302 µg/g. Comme on le constate les valeurs du mercure de notre étude sont nettement plus élevées, elles sont dûes à une interférence spectrale incontournable lors de l'analyse chimique.

Nickel

Des teneurs variant entre 0,032 µg/g et 0,629 µg/g et une moyenne de 0,178 µg/g ont été mesurées dans le muscle des poissons de cette étude. Ces valeurs sont similaires à celles citées ci-après. Dans les lacs de Terre-Neuve, les poissons ont en général des teneurs

dans le muscle sous le seuil de détection ($< 0,05 \mu\text{g/g}$), la valeur maximale mesurée est de $2,5 \mu\text{g/g}$ (Scruton, 1983). Nadeau et al. (1984) rapportent des concentrations se situant entre le seuil de détection ($< 0,10 \mu\text{g/g}$) et $0,54 \mu\text{g/g}$ dans la chair des poissons de lacs du Québec. Ils signalent aussi des valeurs médianes de ($< 0,10 \mu\text{g/g}$) pour la truite mouchetée et le Grand brochet et de $0,17 \mu\text{g/g}$ pour la perchaude. Les valeurs mentionnées par Paul et Laliberté (1985a) pour ce métal se situent entre le seuil de détection ($< 0,10 \mu\text{g/g}$) et $0,29 \mu\text{g/g}$, mais en général la chair des poissons contient des teneurs sous le seuil de détection. Harvey (1979) a trouvé des taux de nickel qui varient de le seuil de détection ($< 0,01 \mu\text{g/g}$) à $0,60 \mu\text{g/g}$, avec une moyenne de $0,04 \mu\text{g/g}$ chez les espèces piscivores et de $0,07 \mu\text{g/g}$ chez les espèces omnivores.

Plomb

29% des analyses réalisées sur la chair des poissons de la rivière Outaouais dépassent le seuil de détection ($< 0,10 \mu\text{g/g}$), la valeur maximale enregistrée est de $0,5 \mu\text{g/g}$ (Paul et Laliberté, 1987). Les valeurs de plomb mesurées dans les poissons par Paul et Laliberté (1985a) dans le cadre du réseau de surveillance des substances toxiques n'excèdent jamais la limite de détection ($< 0,20 \mu\text{g/g}$). Nadeau et al. (1984) ont mesuré des teneurs qui varient entre le seuil de détection ($< 0,01 \mu\text{g/g}$) et $1,82 \mu\text{g/g}$ dans la chair de poissons de 32 lacs du Québec. Dans notre étude les teneurs en plomb mesurées dans le muscle varient de $0,25 \mu\text{g/g}$ à $4,99 \mu\text{g/g}$, avec une médiane de $0,110 \mu\text{g/g}$ et une moyenne de $0,346 \mu\text{g/g}$. La présence de quelques valeurs individuelles plus grande que $1,0 \mu\text{g/g}$ (voir Annexe 2) concourent à augmenter la valeur moyenne de plomb dans le muscle. Bien que la valeur maximum soit plus élevée que celles répertoriées, nous considérons nos valeurs semblables à celles de la littérature.

Zinc

Les poissons récoltés dans les lacs de Terre-Neuve ont dans les muscles des teneurs qui s'échelonnent entre 0,635 µg/g et 25 µg/g (Scruton, 1983). Le zinc varie entre 5,8 µg/g et 43,8 µg/g et la moyenne est de 17,25 µg/g dans le muscle des poissons de la partie ouest de l'Ungava (Delisle et al. 1986). Des teneurs semblables ont été obtenues dans la chair de poisson par Nadeau et al. (1984) avec une étendue de 3,20 µg/g - 42,40 µg/g et par Harvey, (1979) avec une étendue de 2,4 µg/g - 45,6 µg/g et une moyenne de 12,02 µg/g. Paul et Laliberté (1985a) mentionnent une étendue de valeurs moins étendue (2,8 µg/g - 7,0 µg/g) pour la chair de poissons. Les poissons des lacs de la Mauricie-sud présentent des teneurs comparables à celles répertoriées ci-haut. La concentration moyenne de zinc dans les muscles des poissons est de 4,009 µg/g et les concentrations minimum et maximum mesurées sont de 2,281 µg/g et de 15, 027 µg/g, respectivement.

En général la concentration des éléments précédemment discutés correspond avec les concentrations signalées dans la littérature, exception faite du mercure.

2.1.2 Les éléments peu étudiés

Le tableau 10 répertorie les concentrations de ces éléments dans le muscle ou dans la chair de poissons mentionnées dans diverses études. A ce tableau sont ajoutés les données de notre étude. Dans ce cas-ci, en plus de certaines études déjà utilisées dans la section précédente nous avons élargi notre choix à d'autres travaux. Nous ne discuterons pas des résultats pour ces éléments, vu l'origine et le caractère divers des études utilisées. La présentation de ce tableau ne vise qu'à renseigner le lecteur.

Tableau 10. Teneur ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle ou la chair de poissons

Élément	La présente étude			Littérature		Référence
	moyenne ($\mu\text{g/g}$)	min. ($\mu\text{g/g}$)	max. ($\mu\text{g/g}$)	min. ($\mu\text{g/g}$)	max. ($\mu\text{g/g}$)	
Aluminium	2.661	0.090	34.058	0.140	0.300	Tong et al., (1974)
				0.02	1.20	Scruton, (1983)
				0.40	1.10	Scruton, (1984)
Antimoine	0.067	< 0.001	1.433	0.00046	0.00068	Tong et al., (1974)
				< 0.0042	0.9	Heit et Klusek (1985)*
					< 0.039	Heit et al., (1989)*
Argent	0.056	0.001	1.423	0.00046	0.00068	Tong et al., (1974)
				< 0.0003	0.06	Heit et Klusek (1985)*
Baryum	1.138	0.022	6.190		< 0.50	Paul et al., (1985b)
				0.0029	0.017	Tong et al., (1974)
Bismuth	0.149	< 0.001	3.385		< 0.12	Heit et al., (1989)*
Bore	2.256	0.131	16.463	0.00025	0.00063	Tong et al., (1974)
Etain	0.259	0.002	17.385	0.036	0.230	Tong et al., (1974)
				0.018	0.51	Heit et Klusek (1985)*
					< 0.138	Heit et al., (1989)*
Fer	15.755	7.660	70.060	0.140	0.340	Tong et al., (1974)
				1.8	8.7	Bendell-Young et Harvey (1989)*
Molybdène	0.026	< 0.001	0.205		< 0.025	Paul et al., (1985b)
				0.0022	0.0085	Tong et al., (1974)
Rubidium	10.306	4.550	20.125	0.037	1.400	Tong et al., (1974)
				7.8	15.6	Heit et al., (1989)*
Scandium	0.149	< 0.001	0.475	3.9	6.3	Heit et al., (1989)*
Sélénium	0.606	< 0.001	2.582	0.008	1.5	Scruton, (1983)
				0.156	0.72	Heit et Klusek (1985)*
				0.72	1.38	Heit et al., (1989)*
Strontium	0.114	0.020	3.897	0.110	0.170	Tong et al., (1974)
				0.39	0.78	Heit et al., (1989)*
Thallium	0.120	< 0.001	2.359	< 0.018	0.09	Heit et Klusek (1985)*
Titan	0.471	0.194	2.216	0.014	0.040	Tong et al., (1974)
Tungstène	0.080	< 0.001	3.849	< 0.0002	< 0.0002	Tong et al., (1974)
Vanadium	0.073	< 0.001	0.205	0.0011	0.0034	Tong et al., (1974)
				< 0.0045	0.087	Heit et Klusek (1985)*
Zirconium	0.217	0.040	7.962	0.00030	0.00074	Tong et al., (1974)

* : teneur originale en poids sec, conversion en considérant qu'un poisson contient 70 % d'eau
(Davidson et al. 1972)

2.2 La concentration des éléments dans les muscles des différentes espèces

Certains auteurs (Harvey, 1979; Paul, et al., 1985a; Delisle et al., 1986) mentionnent des différences de concentration pour certains éléments entre des espèces différentes. En général ces variations dans la concentration d'un élément sont associées à une diète alimentaire différente chez les poissons.

Afin de vérifier l'existence d'une différence au niveau de l'accumulation des éléments entre les espèces nous avons réalisé une analyse de variance entre les teneurs moyennes (log 10) des espèces. La concentration des éléments dans le muscle des poissons est indépendante de l'espèce, à l'exception du rubidium et du manganèse où une différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations moyennes par espèce a été retrouvée, tel qu'indiqué au tableau 11. Des statistiques descriptives relatives au 29 éléments analysés regroupées par espèce sont indiquées à l'annexe 3.

2.3 Concentration des éléments dans le muscle de poissons en relation avec la teneur des éléments dans l'eau et avec le pH de l'eau

La teneur élevée de certains éléments dans les eaux douces acidifiées peut avoir une influence sur la charge corporelle en éléments des poissons. Des concentrations élevées dans le muscle de poissons habitant des lacs acides ont été signalées pour certains éléments; le manganèse (Harvey et al., 1982; Bendell-Young et Harvey, 1986b), le plomb, le sélénium, le strontium (Heit et al., 1989) mais surtout pour le mercure (Landner et Larsson, 1972; Brouzes et al., 1977; Håkansson, 1980; Suns et al., 1980; Wren et MacCrimmon, 1983; Björklund et al., 1984; McMurtry et al., 1989).

Tableau 11. Moyennes des teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle par espèce

Elément	TRUITE ($\mu\text{g/g}$)	BROCHET ($\mu\text{g/g}$)	PERCHAUDE ($\mu\text{g/g}$)
Ag	0.167	0.124	0.037
Al	5.567	5.122	3.059
As	0.382	0.329	0.331
B	3.798	4.252	2.894
Ba	1.393	1.477	1.673
Bl	0.245	0.100	0.027
Cd	0.076	0.076	0.056
Co	0.015	0.013	0.022
Cr	0.596	0.544	0.464
Cu	0.464	0.411	0.312
Fe	20.11	20.31	15.97
Hg	1.303	1.354	1.133
Mn *	0.134	0.249	0.421
Mo	0.032	0.034	0.023
Ni	0.193	0.172	0.148
Pb	0.545	0.244	0.106
Rb *	10.65	10.47	7.877
Sb	0.126	0.128	0.042
Sc	0.151	0.159	0.085
Se	0.745	0.503	0.611
Sn	1.638	0.809	0.133
Sr	0.255	0.426	0.618
Tl	0.889	0.817	0.550
Tl	0.185	0.090	0.017
U	0.525	0.059	0.015
V	0.077	0.084	0.083
W	0.268	0.203	0.072
Zn	3.951	4.045	4.048
Zr	0.650	0.368	0.189

* test de F, $p < 0.05$ réalisé sur valeurs log 10

Afin de vérifier si la teneur en éléments dans le muscle de poissons est liée au pH de l'eau et/ou à la concentration de ces mêmes éléments dans l'eau, nous avons calculé les coefficients de corrélation de Pearson sur la concentration des éléments dans le poisson (sans distinction quant à l'espèce) en fonction de chacun de ces paramètres. La corrélation permet d'établir la présence ou l'absence d'une relation de type linéaire entre ces paramètres selon une certaine probabilité. Aucune relation significative ($p < 0,05$) ne ressort pour chacun des éléments.

Ces résultat abondent dans le sens de différentes études pour l'est du Canada. Dans une étude sur l'effet des dépôts acides sur les lacs de Terre-Neuve, Scruton (1983) n'a trouvé aucune corrélation significative ($p < 0,01$) entre les concentrations d'aluminium et de manganèse dans le muscle de poisson et le pH de l'eau des lacs, et la teneur de ces éléments dans l'eau, bien que la concentration de ceux-ci dans l'eau est été corrélée avec le pH des lacs. En outre l'alcalinité et la couleur de l'eau, autres paramètres indicatifs de l'acidification de l'eau, ne présentent pas de corrélation avec la teneur en éléments dans le poisson. Ce chercheur suggère que ces deux éléments, en concentration plus élevée que les teneurs naturelles dans les lacs acides, ne doivent pas être biodisponible pour l'absorption par le poisson car ils seraient complexés à de la matière organique. Nadeau et al. (1984) ont étudié la teneur du Cd, du Co, du Cr, du Cu, du Hg, du Mn, du Ni, du Pb et du Zn dans la chair de poisson de 32 lacs du Québec en relation avec les paramètres indicatifs de l'acidification. Ils n'ont trouvé aucune relation significative ($p < 0,05$) entre la teneur des éléments dans la chair de poissons et dans l'eau. Les concentrations en cuivre, en fer et en zinc dans le muscle de meunier noir (*Catostomus commersoni*) de lacs de différents pH présentent des différences significatives ($p < 0,025$) mais ces teneurs ne sont pas corrélées significativement ($p < 0,05$) avec le pH ni avec les teneurs de ces mêmes éléments dans l'eau (Bendell-Young et Harvey, 1989). Par contre les concentrations en zinc dans le muscle sont corrélées négativement avec le carbone organique dissous (COD) et corrélées

positivement avec la concentration en zinc dans les sédiments. Selon ces auteurs les absences de corrélation entre la teneur en zinc dans le poisson et le pH, et la teneur dans l'eau seraient liées à une biodisponibilité du zinc plus faible pour les poissons dans les lacs ayant un COD élevé. Les auteurs concluent que les teneurs en cuivre et en fer chez les poissons sont contrôlées homéostatiquement et que dans le cas du zinc sa concentration dans le poisson fait l'objet d'un contrôle homéostatique mais elle est aussi partiellement influencée par le contenu en zinc dans le sédiment.

Dans le but de vérifier si une influence du pH de l'eau (sous une apparence autre qu'une corrélation) a lieu sur la charge musculaire en éléments des poissons nous avons réalisé des analyses de variance à un facteur. Dans un premier temps les poissons ont été regroupés sans distinction quant à l'espèce (Tableau 12) selon les quatres classes de pH qui avaient été définies lors de l'analyse des données sur l'eau. L'analyse de variance pointe cinq éléments (chrome, étain, molybdène, plomb, rubidium) qui ont des moyennes (log 10) significativement différentes ($P < 0,05$) entre les classes de pH.

Dans un deuxième temps une analyse de variance a été répétée entre les classes de pH, mais pour chacune des trois espèces (Tableau 13). Les truites ne sont pas représentées dans la classe de pH élevée ($> 6,5$), les brochets sont absents de la classe de pH la plus faible ($< 5,5$), tandis que la perchaude n'est présente que dans deux des quatre classes de pH. L'analyse de variance indique des différences significatives ($P < 0,05$) pour certains éléments entre les moyennes (log 10) des classes de pH. Les éléments qui ressortent ne sont pas les mêmes pour les trois espèces. Il s'agit du chrome et du plomb pour la truite, du rubidium pour le brochet et du bismuth pour la perchaude.

Tableau 12. Moyennes des teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des poissons par classe de pH

Élément	pH < 5.5	pH 5.5 - 6.0	pH 6.0 - 6.5	pH > 6.5
Ag	0.174	0.166	0.126	0.062
Al	7.102	4.981	5.499	3.602
As	0.290	0.421	0.335	0.287
B	4.938	3.717	4.536	2.894
Ba	1.650	1.527	1.574	1.015
Bi	0.048	0.303	0.095	0.036
Cd	0.087	0.090	0.061	0.062
Co	0.011	0.014	0.014	0.017
Cr *	0.342	0.588	0.667	0.439
Cu	0.377	0.414	0.483	0.360
Fe	15.598	23.277	20.814	14.640
Hg	1.057	1.361	1.393	1.260
Mn	0.136	0.208	0.184	0.357
Mo *	0.018	0.045	0.034	0.017
Ni	0.130	0.189	0.211	0.131
Pb *	0.092	0.647	0.258	0.146
Rb *	10.339	11.592	9.818	8.860
Sb	0.104	0.196	0.083	0.059
Sc	0.107	0.204	0.140	0.096
Se	0.586	0.628	0.597	0.598
Sn *	0.472	1.590	1.259	0.185
Sr	0.423	0.365	0.378	0.369
Tl	0.936	0.887	0.743	0.772
Tl	0.020	0.311	0.021	0.021
U	0.020	0.653	0.017	0.019
V	0.091	0.079	0.082	0.076
W	0.182	0.445	0.070	0.084
Zn	3.696	3.899	3.843	4.687
Zr	0.370	0.767	0.324	0.221

* test de F, $p < 0,05$ réalisé sur valeurs log 10

Tableau 13. Moyennes des teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des différentes espèces par classe de pH

Elément	TRUITE			BROCHET			PERCHAUDE	
	pH < 5.5	pH 5.5 - 6.0	pH 6.0 - 6.5	pH 5.5 - 6.0	pH 6.0 - 6.5	pH > 6.5	pH 6.0 - 6.5	pH > 6.5
Ag	0.174	0.123	0.197	0.189	0.080	0.071	0.042	0.032
Al	7.102	2.326	7.086	8.497	4.820	3.539	1.959	3.793
As	0.290	0.516	0.349	0.371	0.332	0.265	0.303	0.380
B	4.938	2.011	4.431	4.626	4.913	3.040	3.552	2.456
Ba	1.650	1.426	1.135	1.584	1.633	1.138	2.694	0.652
Bi	0.048	0.535	0.170	0.180	0.045	0.034	0.012	0.041
Cd	0.087	0.072	0.070	0.099	0.080	0.057	0.032	0.080
Co	0.011	0.015	0.018	0.013	0.011	0.014	0.014	0.030
Cr	0.342	0.645	0.760	*	0.558	0.620	0.447	0.514
Cu	0.377	0.475	0.525	0.381	0.487	0.380	0.330	0.294
Fe	15.598	20.097	23.717	24.973	19.830	13.778	14.419	17.511
Hg	1.057	1.202	1.561	1.429	1.386	1.236	0.925	1.340
Mn	0.136	0.118	0.145	0.258	0.191	0.298	0.289	0.553
Mo	0.016	0.037	0.041	0.050	0.031	0.015	0.022	0.024
Ni	0.130	0.246	0.201	0.158	0.234	0.132	0.167	0.129
Pb	0.092	1.321	0.364	*	0.333	0.201	0.155	0.097
Rb	10.339	10.636	10.897	12.102	9.419	9.058	*	7.554
Sb	0.104	0.191	0.092	0.199	0.088	0.063	0.038	0.047
Se	0.107	0.197	0.148	0.207	0.153	0.094	0.068	0.103
Se	0.566	0.797	0.829	0.538	0.305	0.649	0.796	0.426
Sn	0.472	2.454	1.918	1.129	0.921	0.217	0.186	0.079
Sr	0.423	0.105	0.241	0.503	0.409	0.329	0.732	0.503
Tl	0.936	0.920	0.828	0.870	0.779	0.776	0.342	0.758
Tl	0.020	0.552	0.025	0.183	0.019	0.022	0.015	0.018
U	0.020	1.669	0.014	0.110	0.022	0.017	0.008	0.022
V	0.091	0.065	0.075	0.087	0.084	0.079	0.098	0.068
W	0.182	0.599	0.063	0.368	0.073	0.089	0.078	0.066
Zn	3.696	3.691	4.202	3.904	3.532	4.770	3.685	4.412
Zr	0.370	1.212	0.425	0.529	0.271	0.224	0.185	0.213

* test de F, $p < 0.05$ réalisé sur valeurs en log 10

De plus, une analyse de variance (ANOVA) effectuée sur les concentrations moyennes réparties simultanément par espèce et par classe de pH, n'indique aucune interaction significative entre l'espèce et la classe de pH.

Divers travaux de recherche ont tenté de cerner l'influence du pH sur la teneur en éléments dans le muscle ou la chair de poisson, mais pas en terme de corrélation entre ces deux paramètres. Dans une étude sur la teneur de neuf éléments (Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) dans la chair de différentes espèces habitant des lacs de différents pH, Nadeau et al. (1984) ont examiné sommairement leurs données réparties par classe de pH et par classe d'alcalinité pour chacune des espèces analysées. Cet examen n'a révélé aucune tendance. Certaines des classes comportaient un petit nombre de poissons. Heit et al., (1989) ont déterminé la teneur en éléments dans le muscle du meunier noir (*Catostomus commersoni*) et de la perchaude (*Perca flavescens*) issus de trois lacs de différents pH. Ces auteurs ont analysé 29 éléments dans le muscle, dont seize éléments sont communs à notre étude (As, Bi, Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Rb, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, Zn). Une analyse de variance appliquée pour chaque espèce sur les moyennes des éléments entre les trois lacs indique des différences significatives ($p < 0,025$). Les concentrations musculaires du cuivre, du plomb et du strontium sont différentes chez le meunier noir, tandis que le mercure le rubidium, le sélénium et le zinc sont différents chez la perchaude. L'interprétation d'un test de t révèle que seulement le plomb et le strontium chez le meunier noir et le sélénium chez la perchaude ont des concentrations plus élevées dans les poissons récoltés dans les lacs acidifiés. Dans une étude sur l'absorption et la distribution du manganèse chez le meunier noir de lacs de différents pH, Bendell-Young et Harvey, (1986b) ont trouvé une différence significative ($p < 0,05$) au niveau des teneurs de cet élément dans le muscle des poissons des lacs. La teneur la plus élevée dans le muscle du meunier noir correspondait au lac ayant le pH le plus bas et la concentration la plus élevée en manganèse dans l'eau. Mais ils n'ont pas constaté de relation évidente entre la teneur en

manganèse dans le muscle des poissons et le pH, et avec la teneur de ce même élément dans l'eau. Ces auteurs dans une étude (Bendell-Young et Harvey, 1986b) au but semblable et sur les poissons des mêmes lacs, mais qui mets en cause le cuivre, le fer et le zinc ont identifié des différences significatives ($p < 0,05$) au niveau des concentrations de ces éléments entre les lacs. Cependant ces différences ne convergent pas dans le sens de l'hypothèse où des plus grandes concentrations de ces éléments dans le muscle se retrouveraient dans les poissons des lacs les plus acides. Par exemple, les plus fortes teneurs musculaires en zinc proviennent de poissons du lac le plus acide et d'un lac circumneutral et la concentration moyenne en fer la plus faible dans les muscles des poissons provient du lac le plus acide.

Des 29 éléments détectés dans le muscle des poissons de notre étude aucun n'est corrélé significativement ($p < 0,05$) avec le pH de l'eau ou avec sa concentration dans l'eau.

Rappelons que la concentration de treize éléments dans l'eau étaient sous le seuil de détection de l'appareil. On aurait pu s'attendre plus spécialement à ce que l'aluminium et le manganèse, dont la concentration dans l'eau de nos lacs est influencée par le pH, comportent des teneurs plus élevées dans les poissons. L'absence de corrélation négative notée pour chaque élément concordent avec les informations que l'on retrouvent dans la littérature où des corrélations négatives ont été signalées mais seulement pour le mercure (voir section 5.2). Dans notre cas les valeurs pour le mercure sont difficilement interprétables et utilisables.

L'influence de différents facteurs, et à divers degrés, explique l'absence de relation directe entre la teneur en éléments dans le muscle et le pH, et la teneur du même élément dans l'eau.

L'absorption d'un élément peut se faire via l'eau ou l'ingestion de nourriture ou de sédiment. La voie ou les voies d'absorption d'un élément et leur pourcentage de contribution, quant à la teneur en éléments dans les poissons, sont difficile à établir sans l'anayse de certains paramètres. Ils dépendent aussi bien du statut trophique de l'espèce (benthivore, omnivore, piscivore) que de la teneur en éléments dans l'eau, dans les sédiments et dans la nourriture.

Bien qu'un élément soit en concentration élevée dans l'eau, sa biodisponibilité pour le poisson n'est pas pour autant garantie. Celle-ci étant principalement fonction de la spéciation de l'élément, qui est elle-même contrôlée par divers facteurs (COD, pH, pE, etc.) (voir section 4.1). De plus la réponse à ces facteurs n'est pas identique pour chaque élément. Par ailleurs la présence de certains éléments dans l'eau peut influencer l'absorption d'un autre élément par le poisson. Bendell-Young et Harvey (1989) mentionnent que des concentrations élevées en manganèse dans l'eau peuvent interférer au niveau de l'absorption et de l'accumulation d'espèces chimiques semblables, comme le fer. Selon McFarlane et Franzin (1980) les concentrations en cadmium, en cuivre et en mercure retrouvées dans le foie de poissons semblent être influencées par la concentration en calcium dans l'eau des lacs.

Le type d'élément -essentiel ou non- entre en jeu aussi. En théorie les éléments essentiels font l'objet d'un contrôle homéostatique par le poisson, permettant ainsi le maintien d'un niveau sensiblement constant de l'élément dans le poisson et ce indépendamment des teneurs retrouvées dans l'environnement.

En dernier lieu, il est fort probable que le tissu choisi dans cette étude ne soit pas le meilleur site d'accumulation pour tous les éléments. Par exemple chez des meuniers noirs issus de différents lacs, le pattern d'accumulation observée pour le cadmium est rein > foie >

muscle (Bendell-Young et al., 1986), pour le cuivre il s'agit de foie > rein > muscle (Bendell-Young et Harvey, 1989) et pour le manganèse os > foie > rein > muscle (Bendell-Young et Harvey, 1986b). De plus dans cette dernière étude les auteurs ont remarqué que le muscle était le tissu le moins indicatif de la variation des teneurs de cet élément entre les poissons des différents lacs.

En plus des facteurs énumérés ci-haut d'autres facteurs biologiques, physiques et chimiques (section 4.2) sont susceptibles d'intervenir. En fait la teneur en éléments dans un poisson est le résultat d'interaction complexes entre ces facteurs. Par ailleurs il est difficile d'isoler l'influence d'un de ces facteurs dans un écosystème naturel et de lui imputer les variations de concentrations dans le poisson. En outre l'unicité des éléments due à leurs caractéristiques physico-chimiques exclue la généralisation d'un même comportement à l'ensemble des éléments.

CONCLUSION

La région du sud de la Mauricie est reconnue comme étant sensible au processus d'acidification causée par les dépôts acides. Sur ce territoire treize lacs dont le pH s'étend de 5,22 à 7,06 ont été étudiés quant à leurs teneurs en 29 éléments dans l'eau ainsi que dans le muscle de trois espèces de poissons, le Grand brochet (*Esox lucius*), la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) et la perchaude (*Perca flavescens*), récoltées dans ces mêmes lacs.

Treize éléments (Ag, As, Bi, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Sb, Se, Sn, U et W) des 29 éléments analysés dans l'eau n'ont pas été détectés. L'étendue des concentrations retrouvée pour l'aluminium, le cadmium, le cuivre, le manganèse, le nickel, le plomb et le zinc dans l'eau des lacs correspond aux teneurs mesurées ailleurs dans l'est du Canada. Pour les autres éléments, il s'agit souvent de la première mention des teneurs de ces éléments dans l'eau des lacs de cette région.

Les résultats sur la teneur en éléments dans l'eau ont été interprétés en regard de l'influence du pH de l'eau. Celle-ci a été démontrée pour l'aluminium, le bore, le manganèse et le strontium. L'analyse de la variance montre que les teneurs moyennes par classe de pH comportent des différences significatives ($p < 0,01$) pour l'aluminium, le bore et le strontium. La présence d'une relation significative de type linéaire (corrélation de Pearson) entre la teneur d'un élément dans l'eau et le pH de l'eau a été mise en évidence pour trois éléments. La teneur du strontium est corrélée positivement avec le pH de l'eau des lacs ($r=0,88$, $p < 0,001$). Par contre les teneurs en aluminium et en manganèse sont corrélées négativement avec le pH ($r= -0,89$, $p < 0,001$; $r= 0,66$, $p < 0,01$) démontrant ainsi l'augmentation des teneurs de ces éléments avec l'acidité de l'eau. Le bore ne présente aucune corrélation significative avec le pH de l'eau des lacs.

Les teneurs mesurées pour l'As, le Cd, le Cr, le Cu, le Mn, le Ni, le Pb et le Zn dans le muscle des poissons sont comparables aux teneurs rapportées dans les études pour l'est du Canada et dans le muscle de poissons pour des lacs du Québec. Pour les autres éléments, il s'agit aussi en général des toutes premières informations quant à leur teneur en éléments dans le muscle de poissons pour l'est du Canada.

Les teneurs moyennes en éléments entre les espèces ne sont pas significativement différente ($p < 0,05$) sauf pour le rubidium et le manganèse.

Les résultats sur la teneur en éléments dans le muscle des poissons ont aussi été interprétés en regard de l'influence du pH de l'eau et en fonction de la teneur du même élément dans l'eau des lacs. Des différences significatives ($p < 0,05$) dans la concentration moyenne des éléments par classe de pH (sans distinction quant à l'espèce) apparaissent pour le chrome, l'étain, le molybdène, le plomb et le rubidium. A l'intérieur de chaque espèce des différences significatives ($p < 0,05$) existent dans la concentration moyenne des éléments entre les classes de pH, mais les éléments varient d'une espèce à l'autre. Il s'agit, pour la truite du chrome et du plomb, pour le brochet du rubidium et pour la perchaude du bismuth. Aucun des éléments analysés dans le muscle des poissons a sa concentration corrélée avec le pH ou avec sa concentration dans l'eau. L'effet de ces deux paramètres sur la teneur en éléments dans le muscle de poisson semble variable et/ou inexistant.

L'étude de la teneur en éléments dans le muscle de poissons dans le cadre de la problématique de l'acidification du milieu aquatique n'est pas sans difficulté, car un grand nombre de facteurs interviennent. L'influence de divers facteurs mentionnés précédemment et que nous n'avons pas mesurés dans cette étude explique la présence de relation non évidente entre la teneur en élément dans le poisson et celle dans l'eau, et avec le pH de l'eau.

BIBLIOGRAPHIE

Baker, J.P. 1982. Effects on fish of metals associated with acidification, p. 165-176. dans T.A. Haines et R. Johnson (eds), Acid rain/fisheries. American Fisheries Society, Bethesda, MD.

Beamish, R.J., Lockhart, W.L., Van Loon, J.C. et Harvey, H.H. 1975. Long-term acidification of lake and resulting effects on fishes. *Ambio* 4: 98-102.

Beamish, R.J. et Van Loon, J. C. 1977. Precipitation loading of acid and heavy metals to a small acid lake near Sudbury, Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 649-658.

Bendell-Young, L.I. et Harvey, H.H. 1986a. Metal concentration and calcification of bone of white suckers (*Catostomus commersoni*) in relation to lake pH. *Water, Air, and Soil Pollution* 30: 657-664.

Bendell-Young, L.I. et Harvey, H.H. 1986b. Uptake and tissue distribution of manganese in the white suckers (*Catostomus commersoni*) under conditions of low pH. *Hydrobiologia* 133: 117-125.

Bendell-Young, L.I. et Harvey, H.H. 1989. Concentrations and distribution of Fe, Zn and Cu tissues of the white suckers (*Catostomus commersoni*) in relation to elevated levels of metals and low pH. *Hydrobiologia* 176: 349-354.

Bendell-Young, L.I., Harvey, H.H. et Young, J.F. 1986. Accumulation of cadmium by white suckers (*Catostomus commersoni*) in relation to fish growth and lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 806-811.

Bird, P.M. et Rapport, D.J. 1986. Rapport sur l'état de l'environnement au Canada. Ottawa: Environnement Canada, 273p.

Björklund, I., Borg, H. et Johansson, K. 1984. Mercury in Swedish lakes - its regional distribution and causes. *Ambio* 13: 118-121.

- Bobée, B., Grimard, Y., Lachance, M. et Tessier, A. 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. INRS-Eau, rapport scientifique no PA1, 243p.
- Borg, H. 1983. Trace metals in Swedish natural fresh waters. *Hydrobiologia* 101: 27-34.
- Brouzes, R.J.P., McLean, R.A.N., et Tomlinson, G.H. 1977. The link between pH of natural water and the mercury content of fish. Domtar Research Center, Senneville, Québec. 37p.
- Campbell, P., Stokes, P. et Galloway, J. 1985. Acid deposition: effects on geochemical cycling and biological availability of trace elements. Try-Academy Committee on Acid Deposition, National Academy Press, Washington, DC. 83p.
- Campbell, P. et Stokes, P. 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 2034-2049.
- Cronan, C.S. et Schofield, C.L. 1979. Aluminium leaching response to acid precipitation; effects on high-elevation watersheds in the northeast. *Science* 204: 304-306.
- Davidson, S., Passmore, R. et Brock, J.F. 1972. Human nutrition and dietetics, 5ed. Edinburgh Churchill Livingston, 597p.
- Delisle, C.E., Bouchard, M.A. et André, P. 1986. Les précipitations acides et leurs effets potentiels au nord du 55ème parallèle du Québec: rapport final présenté à la fondation Donner, Montréal: Editions de l'Ecole Polytechnique de Montréal, 280p.
- Dickson, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. *Inst. Freshw. Res. Drottningholm Rep.* 54: 8-20.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters, p. 75. dans D. Drablos et A. Tolland (eds), *Proceedings of the international conference on the ecological impact of acid precipitation*, March 1980, SNSF Project Report, Oslo, Norway.
- Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures. 1981. Sensibilité des écosystèmes aquatiques aux effets des retombées des polluants atmosphériques au Québec. Canada: ministère des approvisionnements, 46p.

Environmental resources limited. 1983. Acid rain a review of the phenomenon in the EEC and Europe. London, Graham and Trotman Limited, 159p.

Evans, H.E., Smith, P.J. et Dillon, P.J. 1983. Anthropogenic zinc and cadmium burdens in sediments of selected southern Ontario lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 570-579.

Förstner, U et Wittman, G.T.W. 1983. Metal pollution in the aquatic environment. Springer, Berlin Heidelberg New York, 2nd rev. ed, 486p.

Fraser, G.A. et Harvey, H.H. 1982. Elemental composition of bone from white sucker (*Catostomus commersoni*) in relation to lake acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 32: 1289-1296.

Goulet, M., Potvin, S. et Primeau, S. 1982. Toxiques inorganiques dans l'eau des rivières et des lacs du Québec méridional. Québec, ministère de l'Environnement, Service de la qualité des eaux, QE/52, 269p.

Gray, A.L. 1985. The ICP as an ion source-origins, achievements and prospects. Spectrochimica Acta 40B: 1525-1237.

Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A review. Trans. am. Fish. Soc. 110: 669-707.

Häkansson, L. 1980. The quantitative impact of pH, bioproduction and Hg-contamination on the Hg-content of fish (pike). Environmental Pollution (Series B) 1: 285-304.

Hamilton, S.J. et Haines, T.E. 1989. Bone characteristics and metal concentrations in white suckers (*Catostomus commersoni*) from one neutral and three acidified lakes in Maine. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 440-446.

Harvey, G. 1979. Les métaux lourds et les composés organochlorés dans la chair de poissons du bassin versant de la rivière de la Yamaska. Québec, ministère du tourisme de la chasse et de la pêche, service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, rapport technique/630, 89p.

- Harvey, H.H., Pierce, R.C., Dillon, P.J., Kramer, J.R. et Whelpdale, D.M. 1981. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. Conseil national de recherche du Canada, no 18476. 377p.
- Harvey, H.H., Dillon, P.J., Fraser, G.A., Somers, K.M., Fraser, P.E. et Lee, C. 1982. Elevated metals and enhanced metal uptake in fishes in acid-stressed water. Am. Chem. Soc. Div. Environ. Chem. 22: 438-441.
- Heiskary, S.A. et Helwig, D. D. 1986. Mercury levels in northern pike *Esox lucius*, relative to water chemistry in northern Minnesota lakes. North American Lake Management Society. Lake Reserv. Manage. 2: 33-37.
- Heit, M. et Klusek, C.S. 1985. Trace element concentrations in the dorsal muscle of white suckers and brown bullheads from two acidic Adirondack lakes. Water, Air, and Soil Pollution 25: 87-96.
- Heit, M., Schofield, C., Driscoll, C.T. et Hodgkiss, S.S. 1989. Trace element concentrations in fish from three Adirondack lakes with different pH values. Water, Air, and Soil Pollution 44: 9-30.
- Henriksen, A. 1982. Susceptibility of surface waters to acidification, p. 103-121. dans T.A. Haines et R. Johnson (eds), Acid rain/fisheries. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Henriksen, A., et Wright, R. F. 1977. Effects of acid precipitation on a small lake in southern Norway. Nordic Hydrol. 8: 1-10.
- Henriksen, A., et Wright, R. F. 1978. Concentrations of heavy metals in small Norwegian lakes. Water Res. 12: 101-112.
- Houk, R.S. 1986. Mass Spectrometry of inductively coupled plasmas. Anal. Chem. 58 (1) : 97A-105A.

- Jacques, G. et Boulet, G. 1988. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: Sommaire des données de la qualité des précipitations 1986. Québec, ministère de l'Environnement, Direction de la météorologie, rapport no PA-31, 77p.
- Kelso, J.R.M., Minns, C.K., Gray, J.E. et Jones, M.L. 1987. L'acidification des eaux de surface de l'est du Canada et son incidence sur le biote aquatique. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 87: 47p.
- Kramer, J. 1982. Chimie de l'eau et acidification. Eau du Québec 15(4): 342-349.
- Landner, L. et Larson, P.O. 1972. Biological effects of mercury fallout into lakes from the atmosphere. Swedish Institute for Water and Air Pollution Research, Stockholm, Publ, Ser. B-115, 18p.
- Langlois, C., Vigneault, Y., Désilets, L., Nadeau, A. et Lachance, M. 1983. Evaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du Bouclier Canadien, Québec. Rapp. techn. can. sci. halieut. aquat. No 1233, 129p.
- Langlois, C., Lemay, A., Ouzilleau, J. et Vigneault, Y. 1985. Qualité physico-chimique de 251 lacs du Bouclier Canadien (Québec). Rapp. man. can. sci. halieut. aquat. no 1792. 63p.
- McFarlane, G.H. et Franzin, W.G. 1980. An examination of Cd, Cu, and Hg concentrations in livers of northern pike (*Esox lucius*), and white sucker (*Catostomus commersoni*) from five lakes near a base metal smelter at Flin Flon, Manitoba. Can. J. Aquat. Sci. 37: 1573-1578.
- McMurtry, M.J., Wales, D.L., Scheider, W.A., Beggs, G.L. et Dimond, P.E. 1989. Relationships 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.
- McNelly, R.N., Neimanis, V.P., et Dwyer, L. 1980. Références sur la qualité des eaux: guide des paramètres de la qualité des eaux. Ottawa: Ministère des approvisionnements et Services Canada, 100p.

- Ministère des Pêches et Océans. 1987. Effets des précipitations acides sur les écosystèmes lacustres et fluviaux du Québec: rétrospective des activités de recherche du ministère des Pêches et Océans (1981-1985). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. No 1554, 68p.
- Moreau, G., Barbeau, C., Frenette, J.J., St-Onge, J. et Simoneau, M. 1983. Zinc, manganèse and strontium in opercula and scales of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) as indicators of lake acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1685-1691.
- Moreau, G., Barbeau, C., Frenette, J.J., Lévesque, F., St-Onge, J. et Simoneau, M. 1984. Influence des précipitations acides sur les populations d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) de la réserve des Laurentides. Québec, ministère de l'Environnement, Direction générale des inventaires et de la recherche, rapport no. PA-7, 124p.
- Nadeau, A., Desjardins, C. et Vigneault, Y. 1984. Teneurs en métaux et en ions majeurs des chairs de poissons de trente-deux lacs du Québec, Rapp. man. can. sci. halieut. aquat. No 1746, 78p.
- Ney, J.J., et Van Hassel, J. 1983. Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a roadside stream. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 701-706.
- Paul, M. et Laliberté, D. 1985a. Réseau de surveillance des substances toxiques 1981: contamination du milieu aquatique du Québec méridional par sept métaux lourds. Québec, ministère de l'Environnement, Direction des relevés aquatiques, QE/85-01, 107p.
- Paul, M. et Laliberté, D. 1985b. Réseau de surveillance des substances toxiques 1981: détection dans le milieu aquatique de cinq métaux: baryum, cobalt, manganèse, molybdène, vanadium. Québec, ministère de l'Environnement, Direction générale des ressources hydriques, QE/85-6, 45p.
- Paul, M. et Laliberté, D. 1987. Teneurs en mercure, plomb et cadmium des poissons et des sédiments du bassin versant de la rivière des Outaouais en 1985. Québec, ministère de l'Environnement, Direction de la qualité du milieu aquatique, rapport no. 86-03, 87p.

Phillips, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - a review -. Environ. Pollut. 13: 281-317.

Québec, 1982. Rapport de l'atelier sur les précipitations acides tenu à l'institut Desjardins de Lévis, le 12 novembre 1981. Direction des communications et de l'éducation, ministère de l'Environnement du Québec, rapport PA-4, 115p.

Québec, 1988. L'environnement au Québec: un premier bilan. Québec, ministère de l'Environnement, 429p.

Richard, Y. 1987. Influence de l'acidité sur la diversité et la biomasse relative des communautés piscicoles de 80 lacs de la Mauricie (région 05). Québec, ministère de l'Environnement, direction de la qualité du milieu aquatique, rapport interne no. QE-87, 10p.

Roth, P., Blanchard, C., Harte, J., Michaels, H. et El-Ashry, M.T. 1985. The american west's acid rain test: Research report #1. Washington, D.C.: World resources Institute, c1985, 50p.

Salomons, W. et Förstner, U. 1984. Metals in the hydrocycle. Springer, Berlin Heidelberg New York, 352p.

Schindler, D.W., Hesslein, R.H., Wagemann, R. et Broecker, W.S. 1980a). Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from the sediments of a freshwater lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 373-377.

Schindler, D.W., Wagemann, R. , Cook, R.B., Ruszcynski, T. et Prokopowich, J. 1980b). Experimental acidification of Lake 223, Experimental Lakes Area: background data and the first three years of acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 342-354.

Schofield, C.L. 1976. Acidification of Adirondack lakes by atmospheric precipitation: extent and magnitude of the problem. Final Rep. D. J. Proj. F-28-R, NYS Dept. Env. Cons., 11p.

- Scruton, D.A. 1983. A survey of headwater lakes in insular Newfoundland, with special reference to acid precipitation. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1195. 100p.
- Scruton, D.A. 1984. A survey of selected lakes in Labrador Canada with an assessment of lake status and sensitivity in relation to acid precipitation. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1296. 115p.
- Selby, M. et Hieftje, M.G. 1987. Inductively coupled plasma-mass spectrometry: a status report. *Am. Lab.* 19 (8), 16.
- Shilts, W.W., Card, K. D., Pooke, W.H., Sanford, B.V. 1981. Sensibilité de la roche en place au précipitations acides et modifications dues aux phénomènes glaciaires. Commission géologique du Canada, étude 81-14, 7p.
- Sloterdijk, H. 1977. Accumulation des métaux lourds et des composés organochlorés dans la chair des poissons du fleuve St-Laurent, rapport technique no 7. Québec: Editeur officiel du Québec, 181p.
- Sprenger, M.D., McIntosh, A.W. et Hoenig, S. 1988. Concentrations of trace elements in yellow perch (*Perca flavescens*) from six acidic lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 37: 375-388.
- Suns, K., Curry, C., et Russell, D. 1980. The effects of water quality and morphometric parameters on mercury uptake by yearling yellow perch. Ontario Ministry of the Environment, Technical Report LTS 80-1, 16p.
- Suns, K., Hitchin, G., Loescher, B., Pastorek, E. et Pearce, R. 1987. Metal accumulations in fishes from Muskoka-Haliburton lakes in Ontario (1978-1984). Ontario Ministry of the Environment, Rexdale, 38p.
- Tong, S.S.C., Youngs, W.D., Gutenmann, W.H., et Lisk, D.J. 1974. Traces metals in lake Cayuga lake trout (*Salvelinus namaycush*) in relation to age. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 238-239.

- Tremblay, S. 1989. Effets de l'acidité sur les communautés piscicoles du nord de la Mauricie. Québec, ministère de l'Environnement, Direction de la qualité du milieu aquatique, rapport no. PA-34, 70p.
- Valroff, J. 1985. Pollution atmosphérique et pluies acides: rapport au Premier ministre. Paris, La Documentation française, 340p.
- Wiener, J.G. 1983. Comparative analyses of fish populations in naturally acidic and circumneutral lakes in northern Wisconsin. U.S. Fish Wild. Serv. Rep. FWS/OBS-80/40.16, Kearneysville, W.VA. 107p.
- Wren, C.D. et MacCrimmon, H.R. 1983. Mercury levels in the sunfish, (*Lepomis gibbosus*), relative to pH and other environmental variables of Precambrian Shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1737-1744.
- Wright, R.F. et Gjessing, E.T. 1976. Changes in the chemical composition of lakes. Ambio 5: 219-223.
- Wright, R.F. et Henricksen, A. 1978. Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation. Limnol. and Oceanog. 23: 487-498.
- Wright, R.F., Conroy, N., Dickson, W.T., Harriman, H., Henricksen, A. et Schofield, C.L. 1980. Acidified lake districts of the world: a comparison of water chemistry of lakes in southern Norway, southern Sweden, southwestern Scotland, the Adirondack Mountains of New York, and southeastern Ontario, p. 377-379. dans D. Drablos et A. Tolland (eds), Proceedings of the international conference on the ecological impact of acid precipitation, March 1980, SNSF Project Report, Oslo, Norway.

Annexe 1. Teneurs des éléments dans l'eau des lacs et statistiques descriptives associées

	Lac # 70 pH 5.22	Lac # 32 pH 5.50	Lac # 28 pH 5.63	Lac # 47 pH 5.70	Lac # 42 pH 5.76	Lac # 50 pH 5.90	Lac # 58 pH 6.00	Lac # 62 pH 6.10	Lac # 65 pH 6.22	Lac # 2 pH 6.29
Élément	µg/L	µg/L								
Ag	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Al	171	111	170	176	160	132	165	89	108	58
As	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
B	14	11	12	21	15	13	10	8.8	15	8.3
Ba	5.5	5.4	7.8	8.6	1.9	2.2	2.9	9.4	8.4	6.1
Bl	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cd	< 0.1	< 0.1	0.5	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Co	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cr	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cu	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Fe	372	326	246	319	168	555	275	270	305	62
Hg	0.3	0.3	0.4	0.4	0.6	0.3	0.3	0.3	0.4	0.7
Mn	22	16	33	17	25	14	12	26	23	15
Mo	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.2
Ni	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Pb	38	23	61	< 0.1	28	28	< 0.1	4.4	3.2	29
Rb	1	0.8	1.1	0.1	2	1.3	1.1	1.2	2.1	1.4
Sb	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sc	4.9	5	4.9	5.3	5	5	6.2	5.1	5.4	5.6
Se	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sn	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sr	11	14	13	14	13	17	15	25	32	18
Tl	2.8	2.9	2.5	3.1	3	3.5	2.8	1.9	2.8	3.8
Tl	3	2	2	2	3.4	2	2	2.7	2	2.2
U	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
V	2.4	2.2	2.2	2.3	2.1	2.4	2.4	2.2	2.3	2.5
W	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.2
Zn	1.3	< 0.1	4.5	< 0.1	0.4	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	1.5
Zr	0.1	0.2	0.4	0.4	0.6	0.6	0.4	0.1	1	4

Annexe 1 (suite). Teneurs des éléments dans l'eau des lacs
et statistiques descriptives associées

Élément	Lac # 12 pH 6.39	Lac # 16 pH 6.63	Lac # 13 pH 7.06	L'ensemble des lacs				
	µg/L	µg/L	µg/L	moyenne	écart-type	min.	max.	médiane
Ag	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Al	41	45	18	111	56	18	176	111
As	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
B	9.9	< 0.1	5.4	11	5	< 0.1	21	11
Ba	1.8	4.4	7.8	5.6	3	1.8	9.4	5.5
Bl	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cd	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0	< 0.1	0.5	< 0.1
Co	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cr	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Cu	< 0.1	< 0.1	2	0.2	1	< 0.1	2	< 0.1
Fe	68	127	398	268	138	62	555	275
Hg	0.6	0.5	0.6	0.4	0	0.3	0.7	0.4
Mn	5.8	14.5	5	18	8	5	33	16
Mo	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	0	< 0.1	0.2	< 0.1
NI	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Pb	< 0.1	22	< 0.1	18	19	< 0.1	61	22
Rb	1.1	1.1	2.6	1.3	1	0.1	2.6	1.1
Sb	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sc	5	4.6	4.9	5.1	0	4.6	6.2	5
Se	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sn	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Sr	25	20	73	22	16	11	73	17
Tl	2.5	2	3.2	2.8	1	1.9	3.8	2.8
Tl	2.1	2	2.1	2.3	0	2	3.4	2
U	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	-	< 0.1	< 0.1	< 0.1
V	2.2	2	2.2	2.3	0	2	2.5	2.2
W	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	0	< 0.1	0.2	< 0.1
Zn	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.6	1	< 0.1	4.5	0.4
Zr	0.9	0.3	1.3	0.8	1	0.1	4	0.1

Annexe 2. Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés
 (valeurs individuelles)
 - lac # 70, pH 5.22, truite

	70-1-tr	70-3-tr	70-8-tr	70-45-tr	70-73-tr	moyenne	écart-type	min.	max.
Elément	$\mu\text{g/g}$								
Ag	0.131	0.117	0.033	0.205	0.041	0.105	0.07	0.033	0.205
Al	17.135	4.556	4.327	0.229		6.562	7.32	0.229	17.135
As	0.271	0.411	0.018	0.408	0.134	0.248	0.17	0.018	0.411
B	16.349	1.051	1.300	2.026		5.181	7.46	1.051	16.349
Ba	4.119	1.440	2.118	0.441	0.424	1.708	1.53	0.424	4.119
Bl	0.042	0.034	0.044	0.168	0.018	0.061	0.06	0.018	0.168
Cd	0.052	0.110	0.046	0.163	0.011	0.076	0.06	0.011	0.163
Co	< 0.001	0.013	0.020	0.008	0.002	0.011	0.01	< 0.001	0.020
Cr	0.332	0.350	0.484	0.232	0.425	0.364	0.10	0.232	0.484
Cu	0.381	0.543	0.328	0.360	0.362	0.395	0.08	0.328	0.543
Fe	15.755	16.050	9.846	29.404	8.910	15.993	8.18	8.910	29.404
Hg	0.908	0.989	0.713	1.379	0.642	0.926	0.29	0.642	1.379
Mn	0.112	0.091	0.122	0.347	0.100	0.155	0.11	0.091	0.347
Mo	0.006	0.006	0.010	0.046	0.006	0.015	0.02	0.006	0.046
Ni	0.169	0.102	0.054	0.171	0.054	0.110	0.06	0.054	0.171
Pb	0.083	0.111	0.072	0.109	0.049	0.085	0.03	0.049	0.111
Rb	10.686	9.342	11.991	6.390	11.700	10.022	2.28	6.390	11.991
Sb	0.099	0.066	0.042	0.103	0.067	0.075	0.03	0.042	0.103
Sc	0.164	0.149	0.089	0.023	0.047	0.094	0.06	0.023	0.164
Se	0.429	0.601	0.551	0.488	0.950	0.604	0.20	0.429	0.950
Sn	0.294	0.283	0.205	1.398	0.186	0.473	0.52	0.186	1.398
Sr	0.125	0.175	0.183	1.796	0.098	0.475	0.74	0.098	1.796
Tl	1.386	1.116	0.406	0.724	0.397	0.806	0.44	0.397	1.386
Tl	0.008	0.030	0.036	0.007	0.017	0.020	0.01	0.007	0.036
U	0.017	0.002	0.033	0.025	0.020	0.019	0.01	0.002	0.033
V	0.111	0.162	0.040	0.034	0.032	0.076	0.06	0.032	0.162
W	0.120	0.100	0.052	0.792	0.034	0.220	0.32	0.034	0.792
Zn	3.612	3.705	3.487	4.064	3.788	3.731	0.22	3.487	4.064
Zr	0.430	0.226	0.040	1.044	0.259	0.400	0.39	0.040	1.044

Annexe 2 (suite). Teneurs (µg/g poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 32, pH 5.50, truite

élément	32-1-tr	32-50-tr	32-51-tr	moyenne	écart-type	min.	max.
	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
Ag	0.782	0.043	0.042	0.289	0.43	0.042	0.782
Al	17.412	5.454	0.600	7.822	8.65	0.600	17.412
As	0.511	0.087	0.478	0.359	0.24	0.087	0.511
B	9.572	3.161	1.106	4.613	4.42	1.106	9.572
Ba	2.596	1.605	0.457	1.553	1.07	0.457	2.596
Bi	0.027	0.050	< 0.001	0.038	0.02	< 0.001	0.050
Cd	0.059	0.212	0.041	0.104	0.09	0.041	0.212
Co	0.034	0.006	0.006	0.015	0.02	0.006	0.034
Cr	0.370	0.233	0.311	0.305	0.07	0.233	0.370
Cu	0.396	0.324	0.324	0.348	0.04	0.324	0.396
Fe	19.211	10.750	14.857	14.939	4.23	10.750	19.211
Hg	1.123	1.269	1.435	1.275	0.16	1.123	1.435
Mn	0.159	0.065	0.094	0.106	0.05	0.065	0.159
Mo	0.043	0.013	0.010	0.022	0.02	0.010	0.043
Ni	0.202	0.135	0.158	0.165	0.03	0.135	0.202
Pb	0.132	0.111	0.069	0.104	0.03	0.069	0.132
Rb	8.337	11.626	12.639	10.867	2.25	8.337	12.639
Sb	0.250	0.102	0.105	0.152	0.08	0.102	0.250
Sc	0.144	0.118	0.125	0.129	0.01	0.118	0.144
Se	0.822	0.282	0.569	0.558	0.27	0.282	0.822
Sn	0.279	0.989	0.147	0.472	0.45	0.147	0.989
Sr	0.751	0.147	0.105	0.334	0.36	0.105	0.751
Tl	1.392	0.761	1.308	1.154	0.34	0.761	1.392
Tl	0.021	0.019	0.019	0.019	0.00	0.019	0.021
U	0.042	0.023	< 0.001	0.032	0.01	< 0.001	0.042
V	0.176	0.030	0.140	0.115	0.08	0.030	0.176
W	0.126	0.185	0.049	0.120	0.07	0.049	0.185
Zn	3.941	3.412	3.561	3.638	0.27	3.412	3.941
Zr	0.647	0.215	0.099	0.321	0.29	0.099	0.647

Annexe 2 (suite). Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 28, pH 5.63, truite

Élément	28-45-tr	28-46-tr	28-47-tr	28-50-tr	28-55-tr	moyenne	écart-type	min.	max.
	$\mu\text{g/g}$								
Ag	0.049	0.089	0.087	0.064	0.001	0.058	0.04	0.001	0.089
Al	0.421	0.494	1.473	2.022	9.051	2.692	3.62	0.421	9.051
As	0.253	0.352	0.348	0.357	0.153	0.293	0.09	0.153	0.357
B	1.763	3.645	1.085	0.880	2.262	1.927	1.11	0.880	3.645
Ba	0.640	0.217	1.118	5.840	1.158	1.794	2.29	0.217	5.840
Bi	0.074	3.385	0.065	0.056	0.020	0.720	1.49	0.020	3.385
Cd	0.043	0.114	0.103	0.086	< 0.001	0.087	0.03	< 0.001	0.114
Co	0.018	< 0.001	< 0.001	0.030	0.032	0.027	0.01	< 0.001	0.032
Cr	0.699	0.338	0.629	0.568	0.444	0.536	0.14	0.338	0.699
Cu	0.338	0.288	0.513	0.981	0.437	0.511	0.28	0.288	0.981
Fe	13.730	16.442	23.608	21.451	15.753	18.197	4.15	13.730	23.608
Hg	1.846		0.500	0.912	1.202	1.115	0.57	0.500	1.846
Mn	0.093	0.101	0.127	0.126	0.116	0.113	0.02	0.093	0.127
Mo	0.015	0.021	0.048	0.034	0.030	0.030	0.01	0.015	0.048
Ni	0.100	0.223	0.164	0.260	0.097	0.169	0.07	0.097	0.260
Pb	0.199	4.990		0.597	0.108	1.474	2.35	0.108	4.990
Rb	10.782	9.127	7.059	6.485	7.114	8.113	1.80	6.485	10.782
Sb	0.074	0.122	0.061	0.065	0.058	0.076	0.03	0.058	0.122
Sc	0.099	0.218	0.405	0.357	0.039	0.224	0.16	0.039	0.405
Se	0.927	2.384	0.504	0.355	1.034	1.041	0.80	0.355	2.384
Sn	0.192	0.334	0.330	0.349	0.232	0.287	0.07	0.192	0.349
Sr	0.058	0.219	0.112	0.109	0.135	0.126	0.06	0.058	0.219
Tl	0.326	1.089	2.054	1.873	0.291	1.127	0.83	0.291	2.054
Tl	0.010	2.249	0.042	0.027	0.031	0.472	0.99	0.010	2.249
U	0.016	9.492	0.008	0.024	0.001	1.908	4.24	0.001	9.492
V	0.028	0.078	0.109	0.136	0.011	0.073	0.05	0.011	0.136
W	0.071	< 0.001	0.110	0.069	0.060	0.078	0.02	< 0.001	0.110
Zn	3.555	4.079	5.279	4.529	4.201	4.329	0.64	3.555	5.279
Zr	0.295	0.127	0.387	0.275	0.217	0.260	0.10	0.127	0.387

Annexe 2. (suite) Teneurs (µg/g poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 47, pH 5.70, brochet

	47-8-br	47-9-br	47-19-br	47-39-br	47-41-br	moyenne	écart-type	min.	max.
Élément	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
Ag	0.030	0.176	0.163	0.068	0.021	0.092	0.07	0.021	0.176
Al		9.281	0.681	0.090	17.944	6.999	8.42	0.090	17.944
As	0.409	0.512	0.480	0.357	0.128	0.377	0.15	0.128	0.512
B	0.568	4.813	4.166	0.410	4.097	2.811	2.14	0.410	4.813
Ba	1.411		0.590	0.022	1.531	0.888	0.71	0.022	1.531
Bl	0.062	0.093	1.928	0.006	0.025	0.423	0.84	0.006	1.928
Cd	0.091	0.146	0.159	0.075	0.046	0.103	0.05	0.046	0.159
Co	0.010	0.016	< 0.001	0.016	0.012	0.013	0.00	< 0.001	0.016
Cr	0.471	0.352	0.314	0.420	0.613	0.434	0.12	0.314	0.613
Cu	0.891	0.345	0.147	0.336	0.553	0.455	0.28	0.147	0.891
Fe	24.413	41.978	23.924	20.960	17.459	25.747	9.49	17.459	41.978
Hg	0.389	1.242		2.203	1.894	1.432	0.80	0.389	2.203
Mn	0.189	0.134	0.333	0.139	0.203	0.200	0.08	0.134	0.333
Mo	0.033	0.205	0.024	0.048	0.014	0.065	0.08	0.014	0.205
Ni	0.099	0.176	0.121	0.137	0.107	0.128	0.03	0.099	0.176
Pb	0.234	0.184	3.517	0.063	0.083	0.816	1.51	0.063	3.517
Rb	9.044	9.598	9.890	12.971	10.187	10.338	1.53	9.044	12.971
Sb	0.011	0.515	0.118	0.111	0.063	0.164	0.20	0.011	0.515
Sc	0.221	0.475	0.171	0.184	0.002	0.211	0.17	0.002	0.475
Se	< 0.001	1.364	0.217	1.057	0.851	0.872	0.48	< 0.001	1.364
Sn	0.294	1.472	0.354	0.286	0.259	0.533	0.53	0.259	1.472
Sr	0.280	0.271	0.673	0.108	0.359	0.338	0.21	0.108	0.673
Tl	1.425	1.183	0.856	1.335	0.228	1.005	0.49	0.228	1.425
Tl	0.024	0.131	2.359	0.018	0.012	0.509	1.04	0.012	2.359
U	0.031	0.027	1.354	0.032	0.001	0.289	0.60	0.001	1.354
V	0.138	0.205	0.073	0.116	0.018	0.110	0.07	0.018	0.205
W	0.067	0.402	2.346	0.043	0.072	0.586	0.99	0.043	2.346
Zn	5.122	3.341	3.361	3.124	3.393	3.668	0.82	3.124	5.122
Zr	0.195	0.782	0.199	0.084	0.193	0.291	0.28	0.084	0.782

Annexe 2. (suite) Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le
muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 42, pH 5.76, truite

élément	42-28-tr $\mu\text{g/g}$	42-29-tr $\mu\text{g/g}$	42-80-tr $\mu\text{g/g}$	moyenne $\mu\text{g/g}$	écart-type $\mu\text{g/g}$	min. $\mu\text{g/g}$	max. $\mu\text{g/g}$
Ag	0.073	0.099	0.526	0.233	0.25	0.073	0.526
Al	0.624	0.317	4.208	1.717	2.16	0.317	4.208
As	0.174	0.649	1.841	0.888	0.86	0.174	1.841
B	1.785	4.338	0.333	2.152	2.03	0.333	4.338
Ba	0.475	0.406	1.557	0.813	0.65	0.406	1.557
Bi	0.054	0.494	0.133	0.227	0.23	0.054	0.494
Cd	0.111	0.104	0.013	0.076	0.05	0.013	0.111
Co	0.028	< 0.001	0.011	0.019	0.01	< 0.001	0.028
Cr	0.508	0.345	1.627	0.827	0.70	0.345	1.627
Cu	0.332	0.298	0.610	0.413	0.17	0.298	0.610
Fe	14.394	10.127	45.271	23.264	19.18	10.127	45.271
Hg	0.805		1.949	1.377	0.81	0.805	1.949
Mn	0.100	0.080	0.204	0.128	0.07	0.080	0.204
Mo	0.046	0.043	0.055	0.048	0.01	0.043	0.055
Ni	0.111	0.383	0.629	0.374	0.26	0.111	0.629
Pb	0.334	2.932	0.084	1.117	1.58	0.084	2.932
Rb	12.400	11.994	20.125	14.840	4.58	11.994	20.125
Sb	0.045	0.089	1.011	0.382	0.55	0.045	1.011
Sc	0.117	0.132	0.210	0.153	0.05	0.117	0.210
Se	0.259	0.311	0.602	0.390	0.18	0.259	0.602
Sn	0.188	0.619	17.385	6.064	9.81	0.188	17.385
Sr	0.065	0.069	0.077	0.070	0.01	0.065	0.077
Tl	0.246	0.883	0.595	0.575	0.32	0.246	0.883
Tl	0.019	2.039	< 0.001	1.029	1.43	< 0.001	2.039
U	0.016	3.793	< 0.001	1.904	2.67	< 0.001	3.793
V	0.027	0.080	0.051	0.053	0.03	0.027	0.080
W	0.032	3.849		1.941	2.70	0.032	3.849
Zn	3.104	3.199	3.184	3.162	0.05	3.104	3.199
Zr	0.097	0.340	7.962	2.800	4.47	0.097	7.962

Annexe 2. (suite) Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
 - lac # 50, pH 5.90, brochet

Elément	50-1-br	50-2-br	50-7-br	50-13-br	50-14-br	moyenne	écart-type	min.	max.
	$\mu\text{g/g}$								
Ag	0.030	0.611	0.578	0.018	0.727	0.393	0.34	0.018	0.727
Al	8.486	11.422	1.840	3.267	6.025	6.208	3.88	1.840	11.422
As	0.160	0.371	0.877	0.015	0.086	0.302	0.35	0.015	0.877
B	2.409	3.815	3.089	15.423	2.733	5.494	5.58	2.409	15.423
Ba	0.491	2.167	1.492	3.727	0.915	1.758	1.27	0.491	3.727
Bl	< 0.001	0.039	0.186	0.030	0.037	0.073	0.08	< 0.001	0.186
Cd	0.097	0.089	0.154	0.068	0.038	0.089	0.04	0.038	0.154
Co	< 0.001	0.034	0.051	< 0.001	0.028	0.038	0.01	< 0.001	0.051
Cr	0.486	0.391	0.610	0.463	0.571	0.504	0.09	0.391	0.610
Cu	0.324	0.303	0.401	0.170	0.261	0.292	0.09	0.170	0.401
Fe	18.556	17.610	70.060	11.592	9.804	25.524	25.18	9.804	70.060
Hg	1.278	1.259	1.431	1.735	0.881	1.317	0.31	0.881	1.735
Mn	0.135	0.203	1.196	0.107	0.231	0.374	0.46	0.107	1.196
Mo	0.040	0.016	0.169	< 0.001	0.038	0.066	0.07	< 0.001	0.169
Ni	0.203	0.138	0.193	0.094	0.050	0.136	0.07	0.050	0.203
Pb	0.102	0.044	0.117	0.122	0.093	0.095	0.03	0.044	0.122
Rb	10.447	13.007	13.456	12.161	12.988	12.412	1.19	10.447	13.456
Sb	0.043	0.019	0.238	0.028	0.166	0.099	0.10	0.019	0.238
Sc	0.377	0.206	0.328	0.042	0.034	0.197	0.16	0.034	0.377
Se	0.813	< 0.001	0.505	0.459	0.458	0.559	0.17	< 0.001	0.813
Sn	0.247	0.215	1.575	0.179	0.226	0.488	0.61	0.179	1.575
Sr	0.146	0.250	3.897	0.086	0.114	0.899	1.68	0.086	3.897
Tl	0.272	1.332	0.888	0.276	0.346	0.623	0.47	0.272	1.332
Tl	0.006	0.016	0.026	0.016	0.034	0.020	0.01	0.006	0.034
U	< 0.001	0.011	0.064	0.015	0.020	0.028	0.02	< 0.001	0.064
V	0.071	0.116	0.060	< 0.001	0.051	0.074	0.03	< 0.001	0.116
W	0.067	0.047	1.549	0.091	0.196	0.390	0.65	0.047	1.549
Zn	4.433	3.654	9.776	3.797	2.862	4.905	2.78	2.862	9.776
Zr	0.413	0.215	1.931	0.181	0.194	0.587	0.76	0.181	1.931

Annexe 2. (suite) Teneurs (µg/g poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)

- lac # 58, pH 6.00, brochet

Elément	58-10-br	58-24-br	58-25-br	58-51-br	58-79-br	moyenne	écart-type	min.	max.
	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
Ag	0.029	0.040	0.210	0.059	0.072	0.082	0.07	0.029	0.210
Al	1.470	0.440	2.537	13.510	13.968	6.385	6.76	0.440	13.968
As	0.353	0.303	1.041	0.253	0.219	0.434	0.34	0.219	1.041
B	1.004	1.620	0.131	16.463	8.652	5.574	6.97	0.131	16.463
Ba	3.628	0.729	1.044	0.942	3.492	1.967	1.46	0.729	3.628
Bl	0.043	0.052	0.161	0.013	0.024	0.059	0.06	0.013	0.161
Cd	0.135	0.129	0.205	< 0.001	0.057	0.131	0.06	< 0.001	0.205
Co	0.017	< 0.001	0.005	< 0.001	0.008	0.010	0.01	< 0.001	0.017
Cr	0.433	0.541	1.633	0.541	0.528	0.735	0.50	0.433	1.633
Cu	0.545	0.443	0.262	0.412	0.323	0.397	0.11	0.262	0.545
Fe	18.668	20.171	50.432	13.533	15.439	23.649	15.20	13.533	50.432
Hg	1.765	1.278	1.767	1.689	1.194	1.539	0.28	1.194	1.767
Mn	0.123	0.141	0.174	0.124	0.402	0.193	0.12	0.123	0.402
Mo	0.056	0.013	0.044	0.013	0.029	0.031	0.02	0.013	0.056
Nl	0.123	0.133	0.338	0.275	0.186	0.211	0.09	0.123	0.338
Pb	0.129	0.044	0.116	0.123	0.025	0.087	0.05	0.025	0.129
Rb	11.214	13.587	15.433	16.255	11.299	13.557	2.31	11.214	16.255
Sb	0.076	0.057	1.433	0.040	0.065	0.334	0.61	0.040	1.433
Sc	0.212	0.407	0.222	0.134	0.089	0.213	0.12	0.089	0.407
Se	0.584	0.013	1.033	0.437	0.273	0.468	0.38	0.013	1.033
Sn	0.198	0.172	10.995	0.196	0.269	2.366	4.82	0.172	10.995
Sr	0.164	0.045	0.141	0.069	0.937	0.271	0.38	0.045	0.937
Tl	1.714	1.998	0.373	0.392	0.437	0.983	0.80	0.373	1.998
Tl	0.043	0.010	0.005	0.020	0.019	0.019	0.01	0.005	0.043
U	0.023	0.019	0.041	0.010	0.007	0.020	0.01	0.007	0.041
V	0.125	0.122	0.054	0.062	0.093	0.091	0.03	0.054	0.125
W	0.161	0.038		0.002	0.068	0.067	0.07	0.002	0.161
Zn	3.055	2.281	2.851	3.078	4.424	3.138	0.79	2.281	4.424
Zr	0.092	0.094	2.777	0.295	0.286	0.709	1.16	0.092	2.777

Annexe 2. (suite) Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 62, pH 6.10, truite

	62-2-tr	62-11-tr	62-12-tr	62-13-tr	62-14-tr	moyenne	écart-type	min.	max.
Élément	$\mu\text{g/g}$								
Ag	0.031	0.029	0.049	1.423	0.050	0.317	0.62	0.029	1.423
Al	9.313	0.896	0.812	5.757	0.521	3.460	3.93	0.521	9.313
As	0.149	0.114	0.267	1.064	0.183	0.355	0.40	0.114	1.064
B	5.542	13.744	9.580	0.202	5.162	6.846	5.09	0.202	13.744
Ba		1.411	1.295	1.035	0.592	1.083	0.36	0.592	1.411
Bl	0.037	0.038	0.007	0.139	0.031	0.050	0.05	0.007	0.139
Cd	0.063	0.087	0.038	0.071	0.024	0.057	0.03	0.024	0.087
Co	0.010	0.020	0.020	0.032	0.017	0.020	0.01	0.010	0.032
Cr	0.415	0.470	0.615	1.877	0.500	0.776	0.62	0.415	1.877
Cu	0.630	0.377	0.516	0.524	0.489	0.507	0.09	0.377	0.630
Fe	8.746	9.809	12.588	52.562	11.750	19.051	18.80	8.746	52.562
Hg	0.685	2.267	3.302	1.817	1.526	1.919	0.96	0.685	3.302
Mn	0.092	0.086	0.075	0.369	0.110	0.147	0.13	0.075	0.369
Mo	0.005	0.030	0.023	0.089	0.030	0.035	0.03	0.005	0.089
Ni	0.164	0.150	0.280	0.466	0.163	0.244	0.13	0.150	0.466
Pb	0.075	0.126	0.103	0.119	0.098	0.104	0.02	0.075	0.126
Rb	7.222	12.200	12.612	10.602	10.306	10.588	2.13	7.222	12.612
Sb	0.014	0.082	0.044	0.203	0.084	0.085	0.07	0.014	0.203
Sc	0.097	0.084	0.038	0.140	0.062	0.084	0.04	0.038	0.140
Se	0.174	0.286	0.309	2.582	0.852	0.840	1.01	0.174	2.582
Sn	0.170	0.262	0.105	11.208	0.230	2.395	4.93	0.105	11.208
Sr	0.082	0.050	0.095	0.825	0.175	0.245	0.33	0.050	0.825
Tl	0.371	0.471	0.386	0.680	0.284	0.438	0.15	0.284	0.680
Tl	< 0.001	0.032	0.010	< 0.001	0.016	0.019	0.01	< 0.001	0.032
U	< 0.001	0.015	< 0.001	0.010	0.011	0.012	0.00	< 0.001	0.015
V	0.025	0.046	0.064	0.107	0.069	0.062	0.03	0.025	0.107
W	0.080	0.112	0.020		0.046	0.064	0.04	0.020	0.112
Zn	3.575	3.758	3.968	3.892	3.970	3.833	0.17	3.575	3.970
Zr	0.364	0.202	0.096	1.278	0.119	0.412	0.50	0.096	1.278

Annexe 2. (suite) Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 65, pH 6.22, brochet

	65-44-br	65-51-br	65-52-br	65-63-br	65-64-br	moyenne	écart-type	min.	max.
Élément	$\mu\text{g/g}$								
Ag	0.011	0.120	0.141	0.212	0.050	0.107	0.08	0.011	0.212
Al	1.508	0.997	15.890	4.475	15.640	7.702	7.48	0.997	15.890
As	0.316	0.459	0.321	0.688	0.233	0.403	0.18	0.233	0.688
B	1.796	0.542	5.061	0.161	13.138	4.140	5.39	0.161	13.138
Ba	2.116	2.086	1.680	1.078	3.335	2.059	0.83	1.078	3.335
Bi	0.049	0.050	0.028	0.100	0.024	0.050	0.03	0.024	0.100
Cd	0.169	0.098	< 0.001	0.144	0.014	0.106	0.07	< 0.001	0.169
Co	0.001	0.012	0.002	0.020	0.014	0.010	0.01	0.001	0.020
Cr	0.543	0.539	0.584	1.698	0.563	0.785	0.51	0.539	1.698
Cu	0.533	0.998	0.414	0.275	0.442	0.532	0.28	0.275	0.998
Fe	39.791	20.494	13.188	54.844	16.037	28.871	17.85	13.188	54.844
Hg	0.859	1.849	1.032	1.591	1.453	1.357	0.41	0.859	1.849
Mn	0.349	0.142	0.133	0.309	0.328	0.252	0.11	0.133	0.349
Mo	0.030	0.044	0.032	0.057	0.007	0.034	0.02	0.007	0.057
NI	0.150	0.173	0.231	0.387	0.380	0.264	0.11	0.150	0.387
Pb	0.138	1.128	0.198	0.107	0.067	0.328	0.45	0.067	1.128
Rb	10.610	9.800	16.104	10.109	10.736	11.472	2.62	9.800	16.104
Sb	0.101	0.103	0.051	0.258	0.068	0.116	0.08	0.051	0.258
Sc	0.282	0.229	0.138	0.240	0.112	0.200	0.07	0.112	0.282
Se	< 0.001	< 0.001	0.306	0.268	0.374	0.316	0.05	< 0.001	0.374
Sn	0.128	0.173	0.254	7.109	0.114	1.556	3.10	0.114	7.109
Sr	1.164	0.077	0.102	0.954	1.180	0.695	0.56	0.077	1.180
Tl	1.972	1.760	0.502	0.371	0.443	1.010	0.79	0.371	1.972
Tl	0.038	< 0.001	0.036	0.015	0.008	0.024	0.01	< 0.001	0.038
U	0.051	0.024	0.011	0.046	0.030	0.032	0.02	0.011	0.051
V	0.131	0.138	0.080	0.060	0.102	0.102	0.03	0.060	0.138
W	0.087	0.006	0.104		0.069	0.067	0.04	0.006	0.104
Zn	3.922	3.975	3.801	3.374	3.760	3.766	0.24	3.374	3.975
Zr	0.117	0.284	0.438	0.730	0.285	0.371	0.23	0.117	0.730

Annexe 2. (suite) Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 2, pH 6.29, truite

	2-4-tr	2-8-tr	2-10-tr	2-15-tr	2-17-tr	moyenne	écart-type	min.	max.
Élément	$\mu\text{g/g}$								
Ag	0.059	0.012	0.020	0.037	0.261	0.078	0.10	0.012	0.261
Al	0.355	0.725	8.010	10.415	34.058	10.713	13.78	0.355	34.058
As	0.612	0.228	0.120	0.239	0.516	0.343	0.21	0.120	0.612
B	1.063	1.774	4.840	2.250	0.152	2.016	1.77	0.152	4.840
Ba	0.751	0.044	2.382	1.761	0.941	1.176	0.91	0.044	2.382
Bl	0.047	1.086	0.063	0.017	0.235	0.289	0.45	0.017	1.086
Cd	0.083	0.146	< 0.001	0.051	0.142	0.105	0.05	< 0.001	0.146
Co	0.009	< 0.001	0.019	0.041	0.013	0.020	0.01	< 0.001	0.041
Cr	0.506	0.483	0.660	0.496	1.579	0.745	0.47	0.483	1.579
Cu	0.351	0.436	0.330	0.414	1.177	0.542	0.36	0.330	1.177
Fe	27.200	19.818	13.968	17.568	63.358	28.383	20.14	13.968	63.358
Hg	1.394	0.792	1.282	0.692	1.856	1.203	0.47	0.692	1.856
Mn	0.190	0.125	0.103	0.125	0.178	0.144	0.04	0.103	0.190
Mo	0.077	0.038	0.004	0.017	0.098	0.047	0.04	0.004	0.098
Ni	0.135	0.190	0.082	0.114	0.266	0.157	0.07	0.082	0.266
Pb	2.371	0.384	0.117	0.047	0.204	0.625	0.98	0.047	2.371
Rb	12.937	10.958	11.619	9.710	10.803	11.205	1.19	9.710	12.937
Sb	0.301	0.002	0.009	< 0.001	0.185	0.124	0.14	< 0.001	0.301
Sc	0.327	0.241	0.053	0.363	0.078	0.212	0.14	0.053	0.363
Se	0.542	0.799	0.370	1.423	0.956	0.818	0.41	0.370	1.423
Sn	0.353	0.267	0.307	0.002	6.276	1.441	2.71	0.002	6.276
Sr	0.641	0.045	0.300	0.092	0.099	0.236	0.25	0.045	0.641
Tl	2.216	2.019	0.429	0.722	0.700	1.217	0.83	0.429	2.216
Tl	0.046	0.038	0.025	0.043	0.039	0.038	0.01	0.025	0.046
U	0.037	0.008	0.033	0.032	< 0.001	0.027	0.01	< 0.001	0.037
V	0.102	0.104	0.017	0.102	0.109	0.087	0.04	0.017	0.109
W	0.055	0.027	0.104	0.062		0.062	0.03	0.027	0.104
Zn	6.880	3.812	3.556	4.588	4.026	4.572	1.34	3.556	6.880
Zr	0.316	0.177	0.226	0.298	1.172	0.437	0.41	0.177	1.172

Annexe 2. (suite) Teneurs (µg/g poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)

- lac # 12, pH 6.39, brochet

Elément	12-42-br µg/g	12-85-br µg/g	12-90-br µg/g	12-92-br µg/g	12-93-br µg/g	moyenne µg/g	écart-type µg/g	min. µg/g	max. µg/g
Ag	0.035	0.056	0.082	0.040	0.054	0.053	0.02	0.035	0.082
Al	0.737	1.421	0.930	3.909	0.693	1.538	1.36	0.693	3.909
As	0.213	0.351	0.384	0.086	0.265	0.260	0.12	0.086	0.384
B	8.490	8.177	1.941			6.203	3.69	1.941	8.490
Ba	1.078	0.313	0.660	2.759	1.229	1.208	0.94	0.313	2.759
Bl	0.024	0.021	0.023	0.038	0.098	0.041	0.03	0.021	0.098
Cd	0.054	< 0.001	0.039	0.027	0.055	0.044	0.01	< 0.001	0.055
Co	0.010	0.006	0.020	0.009	0.013	0.011	0.01	0.006	0.020
Cr	0.587	0.573	0.345	0.394	0.377	0.455	0.12	0.345	0.587
Cu	0.377	0.331	0.960	0.270	0.269	0.441	0.29	0.269	0.960
Fe	9.978	11.670	15.896	8.375	8.024	10.788	3.20	8.024	15.896
Hg	2.637	0.871	1.216	0.799	1.352	1.375	0.74	0.799	2.637
Mn	0.123	0.157	0.154	0.101	0.111	0.129	0.03	0.101	0.157
Mo	0.033	0.016	0.028	0.023	0.042	0.028	0.01	0.016	0.042
Ni	0.550	0.213	0.154	0.040	0.065	0.205	0.21	0.040	0.550
Pb	0.120	0.064	0.053	0.043	0.092	0.074	0.03	0.043	0.120
Rb	6.493	7.416	8.117	7.495	7.305	7.365	0.58	6.493	8.117
Sb	0.031	0.093	0.106	0.041	0.026	0.060	0.04	0.026	0.106
Sc	< 0.001	0.076	0.123	0.112	0.217	0.132	0.06	< 0.001	0.217
Se	0.371	0.196	0.438	0.347	0.750	0.421	0.20	0.196	0.750
Sn	0.067	0.278	0.299	0.303	0.485	0.286	0.15	0.067	0.485
Sr	0.081	0.218	0.108	0.132	0.078	0.123	0.06	0.078	0.218
Tl	0.339	0.328	1.238	0.373	0.462	0.548	0.39	0.328	1.238
Tl	0.007	0.018	0.022	0.005	0.039	0.018	0.01	0.005	0.039
U	< 0.001	< 0.001	0.025	0.017	0.018	0.020	0.00	< 0.001	0.025
V	0.060	0.061	0.140	0.035	0.036	0.066	0.04	0.035	0.140
W	0.017	0.136	0.046	0.084	0.109	0.078	0.05	0.017	0.136
Zn	3.092	3.598	3.977	3.027	2.794	3.297	0.48	2.794	3.977
Zr	0.116	0.118	0.057	0.074	0.494	0.172	0.18	0.057	0.494

Annexe 2. (suite) Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 12, pH 6.39, perchaude

Elément	12-2-pe	12-75-pe	12-83-pe	moyenne	écart-type	min.	max.
	$\mu\text{g/g}$						
Ag	0.032	0.057	0.037	0.042	0.01	0.032	0.057
Al		1.256	2.661	1.959	0.99	1.256	2.661
As	0.203	0.475	0.230	0.303	0.15	0.203	0.475
B		0.436	6.668	3.552	4.41	0.436	6.668
Ba	6.190	1.424	0.467	2.694	3.07	0.467	6.190
Bl	0.013	0.010	0.014	0.012	0.00	0.010	0.014
Cd	< 0.001	0.096	< 0.001	0.096	-	< 0.001	0.096
Co	0.010	0.016	0.015	0.014	0.00	0.010	0.016
Cr	0.605	0.321	0.618	0.514	0.17	0.321	0.618
Cu	0.218	0.248	0.524	0.330	0.17	0.218	0.524
Fe	12.437	19.859	10.960	14.419	4.77	10.960	19.859
Hg	0.871	0.554	1.351	0.925	0.40	0.554	1.351
Mn	0.255	0.460	0.150	0.289	0.16	0.150	0.460
Mo	0.017	0.022	0.026	0.022	0.00	0.017	0.026
NI	0.155	0.134	0.212	0.167	0.04	0.134	0.212
Pb	0.077	0.172	0.042	0.097	0.07	0.042	0.172
Rb	10.006	4.550	8.105	7.554	2.77	4.550	10.006
Sb	0.053	0.061	< 0.001	0.057	0.01	< 0.001	0.061
Sc	0.010	0.155	0.038	0.068	0.08	0.010	0.155
Se	0.630	1.279	0.479	0.796	0.42	0.479	1.279
Sn	0.177	0.291	0.090	0.186	0.10	0.090	0.291
S r	0.659	0.348	1.189	0.732	0.43	0.348	1.189
Tl	0.420	0.194	0.411	0.342	0.13	0.194	0.420
Tl	0.018	0.021	0.007	0.015	0.01	0.007	0.021
U	< 0.001	0.019	0.004	0.012	0.01	< 0.001	0.019
V	0.065	0.163	0.065	0.098	0.06	0.065	0.163
W	0.091	0.093	0.050	0.078	0.02	0.050	0.093
Zn	3.868	3.617	3.571	3.685	0.16	3.571	3.868
Zr	0.294	0.091	0.109	0.165	0.11	0.091	0.294

Annexe 2. (suite) Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
- lac # 16, pH 6.63, brochet

Élément	16-36-br	16-47-br	16-48-br	16-59-br	16-63-br	moyenne	écart-type	min.	max.
	$\mu\text{g/g}$								
Ag	0.014	0.038	0.062	0.076	0.045	0.047	0.02	0.014	0.076
Al	0.890	2.672	5.796	3.492	8.746	4.319	3.04	0.890	8.746
As	0.298	0.291	0.316	0.103	0.126	0.227	0.10	0.103	0.316
B	1.703	3.901	9.682	0.489	4.662	4.087	3.55	0.489	9.682
Ba	1.860	0.489	0.720	0.796	2.351	1.243	0.81	0.489	2.351
Bi	0.054	0.029	0.028	0.045	0.044	0.040	0.01	0.028	0.054
Cd	0.144	0.029	0.053	0.025	0.024	0.055	0.05	0.024	0.144
Co	0.018	0.008	0.004	0.018	0.024	0.015	0.01	0.004	0.024
Cr	0.513	0.524	0.561	0.418	0.400	0.483	0.07	0.400	0.561
Cu	0.229	0.369	0.790	0.260	0.343	0.398	0.23	0.229	0.790
Fe	12.613	20.010	12.473	8.622	8.754	12.494	4.62	8.622	20.010
Hg	2.003	1.888	2.125	0.862	1.066	1.589	0.58	0.862	2.125
Mn	0.123	1.362	0.230	0.208	0.191	0.423	0.53	0.123	1.362
Mo	0.011	0.003	0.015	0.028	0.033	0.018	0.01	0.003	0.033
Ni	0.048	0.294	0.350	0.097	0.032	0.164	0.15	0.032	0.350
Pb	0.137	0.046	0.155	0.062	0.108	0.101	0.05	0.046	0.155
Rb	9.727	9.237	9.910	10.996	9.812	9.936	0.65	9.237	10.996
Sb	0.046	0.048	0.077	0.074	0.069	0.063	0.01	0.046	0.077
Sc	0.058	0.034	0.080	0.053	0.078	0.060	0.02	0.034	0.080
Se	0.943	1.173	0.438	0.184	0.623	0.672	0.39	0.184	1.173
Sn	0.480	0.193	0.090	0.340	0.362	0.293	0.15	0.090	0.480
Sr	0.034	2.486	0.271	0.089	0.086	0.593	1.06	0.034	2.486
Tl	0.305	0.380	0.392	0.351	0.351	0.356	0.03	0.305	0.392
Tl	< 0.001	0.014	0.025	0.055	0.028	0.030	0.02	< 0.001	0.055
U	0.010	0.012	0.015	0.049	0.017	0.020	0.02	0.010	0.049
V	0.037	0.084	0.093	0.053	0.042	0.062	0.03	0.037	0.093
W	0.071	0.107	0.082	0.118	0.115	0.099	0.02	0.071	0.118
Zn	3.318	4.305	3.748	4.117	3.846	3.867	0.38	3.318	4.305
Zr	0.279	0.210	0.260	0.041	0.102	0.178	0.10	0.041	0.279

**Annexe 2. (suite) Teneurs (µg/g poids humide) des éléments dans le
muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)**
- lac # 16, pH 6.63, perchaude

Élément	16-34-pe	16-43-pe	16-62-pe	moyenne	écart-type	min.	max.
	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
Ag	0.038	0.022	0.034	0.032	0.01	0.022	0.038
Al	0.173	0.580	10.626	3.793	5.92	0.173	10.626
As	0.717	0.180	0.182	0.360	0.31	0.180	0.717
B	3.235	0.910	3.222	2.456	1.34	0.910	3.235
Ba	0.383	0.390	1.184	0.652	0.46	0.383	1.184
Bi	0.058	0.020	0.046	0.041	0.02	0.020	0.058
Cd	0.120	0.054	0.065	0.080	0.04	0.054	0.120
Co	0.022	0.021	0.046	0.030	0.01	0.021	0.046
Cr	0.492	0.348	0.404	0.415	0.07	0.348	0.492
Cu	0.322	0.262	0.299	0.294	0.03	0.262	0.322
Fe	14.972	15.193	22.369	17.511	4.21	14.972	22.369
Hg	1.347	0.992	1.680	1.340	0.34	0.992	1.680
Mn	0.218	0.162	1.278	0.553	0.63	0.162	1.278
Mo	0.018	0.006	0.047	0.024	0.02	0.006	0.047
NI	0.100	0.200	0.089	0.129	0.06	0.089	0.200
Pb	0.120	0.132	0.093	0.115	0.02	0.093	0.132
Rb	5.481	10.979	8.141	8.200	2.75	5.481	10.979
Sb	0.051	0.024	0.066	0.047	0.02	0.024	0.066
Sc	0.061	0.191	0.058	0.103	0.08	0.058	0.191
Se	0.515	0.407	0.356	0.426	0.08	0.356	0.515
Sn	0.019	0.017	0.203	0.079	0.11	0.017	0.203
Sr	0.069	0.020	1.421	0.503	0.79	0.020	1.421
Tl	0.325	1.551	0.398	0.758	0.69	0.325	1.551
Tl	0.024	< 0.001	0.031	0.028	0.00	< 0.001	0.031
U	0.028	0.008	0.031	0.022	0.01	0.008	0.031
V	0.049	0.095	0.059	0.068	0.02	0.049	0.095
W	0.106	< 0.001	0.093	0.100	0.01	< 0.001	0.106
Zn	3.945	4.208	5.083	4.412	0.60	3.945	5.083
Zr	0.203	0.079	0.356	0.213	0.14	0.079	0.356

Annexe 2. (suite) Teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle des 67 poissons analysés (valeurs individuelles)
 - lac # 13, pH 7.06, brochet

Elément	13-2-br	13-3-br	13-4-br	13-18-br	13-19-br	moyenne	écart-type	min.	max.
	$\mu\text{g/g}$								
Ag	0.085	0.028	0.061	0.241	0.065	0.096	0.08	0.028	0.241
Al		0.342	0.140	4.823	4.951	2.564	2.68	0.140	4.951
As	0.454	0.112	0.323	0.246	0.380	0.303	0.13	0.112	0.454
B		0.731	2.177	2.186	1.831	1.731	0.69	0.731	2.186
Ba	1.893	0.423	0.527		1.169	1.003	0.68	0.423	1.893
Bi	0.005	0.019	0.043	0.033	0.043	0.028	0.02	0.005	0.043
Cd	0.042	0.014	0.121	0.064	0.056	0.059	0.04	0.014	0.121
Co	0.008	0.005	0.015	0.014	0.023	0.013	0.01	0.005	0.023
Cr	0.392	0.469	0.497	0.374	0.318	0.410	0.07	0.318	0.497
Cu	0.609	0.251	0.321	0.304	0.321	0.361	0.14	0.251	0.609
Fe	19.196	7.660	19.754	13.946	14.756	15.062	4.88	7.660	19.754
Hg	1.546	0.626	1.388	0.407	0.451	0.883	0.54	0.407	1.546
Mn	0.187	0.128	0.167	0.186	0.202	0.174	0.03	0.128	0.202
Mo	0.022	0.010	0.002	0.017	0.011	0.012	0.01	0.002	0.022
Ni	0.116	0.053	0.108	0.089	0.133	0.100	0.03	0.053	0.133
Pb	0.594	0.044	0.254	0.100	0.053	0.209	0.23	0.044	0.594
Rb	11.048	7.340	9.003	6.850	6.662	8.181	1.85	6.662	11.048
Sb	0.069	0.052	0.077	0.027	0.090	0.063	0.02	0.027	0.090
Sc	< 0.001	0.047	0.241	0.222	0.126	0.159	0.09	< 0.001	0.241
Se	0.244	0.388	0.481	1.383	0.636	0.627	0.45	0.244	1.383
Sn	0.107	0.280	0.068	0.005	0.245	0.141	0.12	0.005	0.280
Sr	0.108	0.035	0.060	0.067	0.057	0.065	0.03	0.035	0.108
Tl	1.431	0.370	1.689	1.376	1.117	1.197	0.50	0.370	1.689
Tl	0.017	0.017	0.023	< 0.001	0.041	0.024	0.01	< 0.001	0.041
U	0.045	0.013	< 0.001	< 0.001	0.015	0.024	0.02	< 0.001	0.045
V	0.129	0.019	0.119	0.090	0.125	0.096	0.05	0.019	0.129
W	0.081	0.064	0.104	0.052	0.099	0.080	0.02	0.052	0.104
Zn	15.027	3.198	3.675	3.171	3.296	5.673	5.23	3.171	15.027
Zr	0.172	0.074	0.165	0.649	0.284	0.269	0.23	0.074	0.649

Annexe 3. Statistiques descriptives des teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle de poissons pour les différentes espèces

Elément	TRUITE						
	moyenne ($\mu\text{g/g}$)	écart-type ($\mu\text{g/g}$)	min. ($\mu\text{g/g}$)	max. ($\mu\text{g/g}$)	médiane ($\mu\text{g/g}$)	90e centile ($\mu\text{g/g}$)	N
Ag	0.167	0.309	0.001	1.423	0.054	0.603	26
Al	5.567	7.781	0.229	34.06	2.022	17.25	25
As	0.382	0.372	0.018	1.841	0.269	0.773	26
B	3.798	4.246	0.152	16.35	2.026	11.25	25
Ba	1.393	1.294	0.044	5.839	1.118	3.205	25
Bl	0.245	0.678	< 0.001	3.385	0.048	0.671	26
Cd	0.076	0.053	< 0.001	0.212	0.067	0.151	26
Co	0.015	0.012	< 0.001	0.041	0.013	0.033	26
Cr	0.596	0.425	0.232	1.877	0.484	1.593	26
Cu	0.464	0.206	0.288	1.177	0.389	0.735	26
Fe	20.11	13.72	8.746	63.36	15.75	47.46	26
Hg	1.303	0.640	0.500	3.302	1.235	2.108	24
Mn	0.134	0.074	0.065	0.369	0.111	0.247	26
Mo	0.032	0.026	0.004	0.098	0.030	0.081	26
Ni	0.193	0.130	0.054	0.629	0.163	0.408	26
Pb	0.545	1.165	0.047	4.990	0.111	2.595	25
Rb	10.65	2.814	6.390	20.13	10.79	12.73	26
Sb	0.126	0.194	< 0.001	1.011	0.078	0.265	26
Sc	0.151	0.108	0.023	0.405	0.121	0.359	26
Se	0.745	0.593	0.174	2.582	0.560	1.712	26
Sn	1.638	4.010	0.002	17.39	0.281	7.756	26
Sr	0.255	0.378	0.045	1.796	0.110	0.773	26
Tl	0.889	0.607	0.246	2.216	0.711	2.030	26
Tl	0.185	0.578	< 0.001	2.249	0.023	0.644	26
U	0.525	1.973	< 0.001	9.492	0.016	1.167	26
V	0.077	0.047	0.011	0.176	0.074	0.147	26
W	0.268	0.796	< 0.001	3.849	0.069	0.549	23
Zn	3.951	0.760	3.104	6.880	3.800	4.795	26
Zr	0.650	1.526	0.040	7.962	0.267	1.204	26

Annexe 3 (suite). Statistiques des teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle de poissons pour les différentes espèces

Élément	BROCHET						
	moyenne ($\mu\text{g/g}$)	écart-type ($\mu\text{g/g}$)	min. ($\mu\text{g/g}$)	max. ($\mu\text{g/g}$)	médiane ($\mu\text{g/g}$)	90 ^e centile ($\mu\text{g/g}$)	N
Ag	0.124	0.172	0.011	0.727	0.061	0.376	35
Al	5.122	5.303	0.090	17.94	3.267	14.97	33
As	0.329	0.212	0.015	1.041	0.316	0.582	35
B	4.252	4.384	0.131	16.46	2.571	12.10	32
Ba	1.477	1.015	0.022	3.727	1.169	3.429	33
Bl	0.100	0.321	< 0.001	1.928	0.038	0.124	35
Cd	0.076	0.055	< 0.001	0.205	0.057	0.156	35
Co	0.013	0.011	< 0.001	0.051	0.012	0.026	35
Cr	0.544	0.293	0.314	1.698	0.497	0.611	35
Cu	0.411	0.211	0.147	0.998	0.336	0.831	35
Fe	20.31	14.27	7.660	70.06	16.04	45.36	35
Hg	1.354	0.539	0.389	2.637	1.315	2.064	34
Mn	0.249	0.269	0.101	1.362	0.174	0.370	35
Mo	0.034	0.041	< 0.001	0.205	0.028	0.057	35
Ni	0.172	0.117	0.032	0.550	0.137	0.362	35
Pb	0.244	0.603	0.025	3.517	0.107	0.390	35
Rb	10.47	2.590	6.493	16.26	10.11	14.33	35
Sb	0.128	0.245	0.011	1.433	0.069	0.246	35
Sc	0.159	0.119	< 0.001	0.475	0.134	0.347	35
Se	0.503	0.379	< 0.001	1.383	0.438	1.103	35
Sn	0.809	2.136	0.005	11.00	0.254	1.513	35
Sr	0.426	0.779	0.034	3.897	0.114	1.170	35
Tl	0.817	0.578	0.228	1.998	0.443	1.732	35
Tl	0.090	0.395	< 0.001	2.359	0.018	0.048	35
U	0.059	0.226	< 0.001	1.354	0.017	0.050	35
V	0.084	0.044	< 0.001	0.205	0.080	0.138	35
W	0.203	0.466	0.002	2.346	0.082	0.319	33
Zn	4.045	2.252	2.281	15.03	3.598	4.709	35
Zr	0.368	0.538	0.041	2.777	0.199	0.751	35

Annexe 3 (suite). Statistiques des teneurs ($\mu\text{g/g}$ poids humide) des éléments dans le muscle de poissons pour les différentes espèces

Elément	PERCHAUDE					
	moyenne ($\mu\text{g/g}$)	écart-type ($\mu\text{g/g}$)	min. ($\mu\text{g/g}$)	max. ($\mu\text{g/g}$)	médiane ($\mu\text{g/g}$)	N
Ag	0.037	0.011	0.022	0.057	0.036	6
Al	3.059	4.334	0.173	10.63	1.256	5
As	0.331	0.220	0.180	0.717	0.217	6
B	2.894	2.472	0.436	6.668	3.222	5
Ba	1.673	2.257	0.383	6.190	0.825	6
Bi	0.027	0.020	0.010	0.058	0.017	6
Cd	0.056	0.049	< 0.001	0.120	0.059	6
Co	0.022	0.013	0.010	0.046	0.019	6
Cr	0.464	0.128	0.321	0.618	0.448	6
Cu	0.312	0.110	0.218	0.524	0.281	6
Fe	15.97	4.365	10.96	22.37	15.08	6
Hg	1.133	0.404	0.554	1.680	1.170	6
Mn	0.421	0.435	0.150	1.278	0.237	6
Mo	0.023	0.014	0.006	0.047	0.020	6
Ni	0.148	0.051	0.089	0.212	0.144	6
Pb	0.106	0.045	0.042	0.172	0.107	6
Rb	7.877	2.493	4.550	10.98	8.123	6
Sb	0.042	0.025	< 0.001	0.066	0.052	6
Sc	0.085	0.071	0.010	0.191	0.060	6
Se	0.611	0.340	0.356	1.279	0.497	6
Sn	0.133	0.110	0.017	0.291	0.134	6
Sr	0.618	0.584	0.020	1.421	0.503	6
Tl	0.550	0.498	0.194	1.551	0.404	6
Tl	0.017	0.011	< 0.001	0.031	0.019	6
U	0.015	0.013	< 0.001	0.031	0.014	6
V	0.083	0.042	0.049	0.163	0.065	6
W	0.072	0.040	< 0.001	0.106	0.092	6
Zn	4.048	0.558	3.571	5.083	3.906	6
Zr	0.189	0.116	0.079	0.356	0.156	6