

Record Number:

Author, Monographic: Tessier, A.//Campbell, P. G. C.//Auclair, J. C.//Schenck, R.//Huizenga, D. Dubreuil, B.

Author Role:

Title, Monographic: Contribution à l'amélioration des critères scientifiques pour évaluer la signification biologique de métaux traces dans les sédiments

Translated Title:

Reprint Status:

Edition:

Author, Subsidiary:

Author Role:

Place of Publication: Québec

Publisher Name: INRS-Eau

Date of Publication: 1987

Original Publication Date: Septembre 1987

Volume Identification:

Extent of Work: xvii, 185

Packaging Method: pages incluant un annexe

Series Editor:

Series Editor Role:

Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche

Series Volume ID: 203

Location/URL:

ISBN: 2-89146-201-7

Notes: Rapport annuel 1987-1988

Abstract: Rapport rédigé pour Environnement Canada
30.00\$

Call Number: R000203

Keywords: rapport/ ok/ dl

CONTRIBUTION À L'AMÉLIORATION DES
CRITÈRES SCIENTIFIQUES POUR ÉVALUER LA
SIGNIFICATION BIOLOGIQUE DE MÉTAUX TRACES
DANS LES SÉDIMENTS

A. Tessier, P.G.C. Campbell, J.C. Auclair, R.C. Schenck, D. Huizenga
et B. Dubreuil

INRS-Eau
Université du Québec
C.P. 7500
Sainte-Foy (Québec)
G1V 4C7

Rapport final

(Pour Environnement Canada, No SB-43031745)

Septembre 1987

RÉSUMÉ

Problématique

On observe, suite à l'industrialisation, une augmentation des flux de métaux traces, de sources terrestres et atmosphériques, vers l'environnement aquatique. Selon des processus physiques, chimiques et biologiques complexes, une proportion importante des métaux traces introduits dans l'environnement se retrouve associée aux sédiments de fond où ils constituent un danger potentiel pour les organismes benthiques.

Dans le contexte de la contamination des sédiments aquatiques par les métaux traces, des intérêts spécifiques au Canada portent sur les activités d'extraction et de raffinage des métaux, ainsi que sur les opérations de dragage et de disposition des résidus de dragage. Dans chacun de ces domaines, l'action de l'homme a conduit à une mobilisation accrue des métaux traces, à des concentrations plus élevées dans l'écosystème aquatique, à des changements des conditions environnementales (pH, E_h) qui influencent le comportement géochimique de ces métaux, et à des problèmes associés de toxicité (Förstner et Wittmann, 1981). Il y a nécessité, actuellement, de développer des critères scientifiques pour aider les autorités gouvernementales à prendre des décisions rationnelles dans chacun de ces domaines.

Quoique des études empiriques puissent fournir des informations valables pour un site donné, nous croyons que le développement de critères scientifiques d'un caractère général implique nécessairement la compréhension des mécanismes impliqués dans la bioaccumulation, ainsi que le développement de modèles et leur vérification in situ.

Bioaccumulation des métaux traces

Si l'on veut décrire et prédire adéquatement la signification biologique de métaux traces présents dans les sédiments, on doit d'abord comprendre les

processus et les facteurs biotiques et abiotiques qui influencent l'accumulation des métaux traces chez les organismes benthiques.

Facteurs/processus abiotiques. Des mesures in situ ont montré récemment que les concentrations de métaux traces dans les tissus de bivalves marins sont mieux reliées à des concentrations de métaux assez facilement extractibles des sédiments qu'aux concentrations totales de ces métaux dans les sédiments; la prédiction des concentrations de métaux traces dans les mollusques était aussi améliorée quand les concentrations de métaux traces extraits des sédiments étaient normalisées par rapport au contenu des sédiments en oxydes de fer ou en matière organique (p.e. Luoma et Bryan, 1978; Langston, 1980; 1982; Tessier et al., 1983; 1984; 1985a). En d'autres mots, ces travaux montrent que les concentrations de métaux traces dans les bivalves, [M(bivalves)], s'expriment par la relation:

$$[M(\text{bivalves})] \propto \frac{\{\equiv S(n)-M\}}{\{\equiv S(n)\}} \quad (\text{R.1})$$

où $\{\equiv S(n)\}$ est la concentration de sites d'une phase n donnée dans les sédiments (p.e. oxyhydroxydes de fer; acides humiques), et $\{\equiv S(n)-M\}$ est la concentration de métal trace, M, associé à ces sites.

Au moins trois mécanismes peuvent expliquer de telles relations inverses entre les concentrations de métaux dans les organismes et la concentration d'un substrat dans les sédiments (Luoma et Bryan, 1978; Tessier et al., 1984; voir la section 1). On suppose, pour les mécanismes I et II, que le vecteur majeur pour l'accumulation des métaux traces implique l'ingestion de matériel particulaire, alors que pour le mécanisme III, l'accumulation implique la prise en charge ("uptake") de métaux traces dissous (p.e. par les branchies et le manteau).

On doit noter qu'une bonne relation entre des niveaux de métaux traces dans des espèces benthiques et des caractéristiques des sédiments (p.e. équation (R.1)) n'implique pas nécessairement que la route principale

d'entrée des métaux traces est via l'ingestion de métaux particuliers; tel que mentionné ci-dessus (mécanisme III; voir les sections 1 et 5.2), de telles relations peuvent s'expliquer par un contrôle, par des réactions d'adsorption, des concentrations de métaux traces dans la solution à laquelle les organismes sont exposés; ceci peut se traduire mathématiquement par:

$$[M(\text{organismes})] \propto [M^{Z+}] \left(= \frac{\{\equiv S(n)-M\}}{\{\equiv S(n)\}} \cdot \frac{[H^+]^x}{n \cdot K_A} \right) \quad (\text{R.2})$$

Pour la dérivation de l'équation (R.2), voir la section 5.2. On peut montrer que l'équation (R.2) se ramène à (R.1) et donc que le mécanisme III expliquerait la relation (R.1) si les conditions suivantes sont rencontrées: i) l'accumulation du métal dans l'organisme est fonction de $[M^{Z+}]$; ii) des réactions d'adsorption à l'interface sédiment-eau contrôlent $[M^{Z+}]$; iii) les valeurs de $[H^+]$ et x sont semblables à tous les sites. Considérons chacune de ces conditions.

L'accumulation de métaux traces chez certains bivalves semble dépendre effectivement de l'activité de l'ion libre M^{Z+} , du moins c'est ce que montrent certaines expériences de laboratoire (p.e., voir Zamuda et Sunda, 1982). Par ailleurs, des études récentes suggèrent fortement que l'adsorption par des substrats solides est une réaction importante pour contrôler les concentrations de métaux traces dissous dans les sédiments oxydés (Lion et al., 1982; Tessier et al., 1985b). De plus, les valeurs de l'exposant x (qui dépend, pour un M donné, essentiellement de la nature du substrat) et du pH étaient présumément semblables pour tous les sites dans la région minière de Rouyn-Noranda, puisque ces sites sont localisés dans une zone limitée et de propriétés géologiques semblables. Toutes ces indications convergent pour suggérer que le mécanisme III est important pour expliquer l'accumulation de métaux traces par les bivalves; cependant l'importance quantitative et l'universalité de ce mécanisme reste à démontrer. Mentionnons que le choix du mécanisme exact est important, puisqu'il conditionne le

choix des variables prédictives de $[M(\text{organismes})]$. En effet, l'équation (R.1) s'appliquera si les mécanismes I ou II priment, alors que l'équation (R.2) devra être utilisée si le mécanisme III est le plus important.

Facteurs/processus biotiques. En plus des facteurs physico-chimiques discutés ci-dessus ($[M^{Z+}]$, pH, $\{\equiv S(n)-M\}$, $\{\equiv S(n)\}$), des facteurs biologiques sont aussi impliqués dans l'accumulation de métaux traces par des organismes benthiques; l'importance de ces facteurs doit être estimée si l'on veut espérer modéliser l'interdépendance entre les concentrations de métaux dans les organismes biologiques et celles dans les sédiments et/ou l'eau.

Ce qui précède montre bien l'importance de décrire adéquatement la signification biologique des métaux traces présents dans les sédiments; des travaux de recherche impliquant des aspects géochimiques autant que biologiques sont nécessaires pour rencontrer un tel objectif général. C'est donc dans ce contexte que se sont inscrits les objectifs spécifiques de ce projet: i) identifier et quantifier les facteurs abiotiques qui contrôlent l'accumulation de métaux traces par des bivalves d'eau douce; ii) déterminer le temps de réponse des teneurs en métaux traces dans les tissus de ces organismes à des variations environnementales dans les concentrations en métaux traces; iii) évaluer l'utilité de tels organismes comme indicateurs de contamination de l'environnement par des métaux traces.

Résultats

Temps de réponse. Des spécimens de Anodonta grandis ont été transférés d'un site pollué en métaux traces (Lac Joannès, Rouyn-Noranda) à un second site moins pollué (Lac Brompton, Cantons de l'Est) où ils ont été maintenus dans des enclos circulaires de plastique (60 cm de diamètre; 10 individus/enclos) placés par un plongeur dans les sédiments de fond; des spécimens indigènes étaient également maintenus, à proximité, dans des enclos semblables, afin d'évaluer les effets saisonniers possibles (individus témoins). Des transferts semblables ont également été réalisés dans le sens inverse,

du site le moins pollué au site le plus pollué. Les bivalves indigènes du lac Joannès présentaient des concentrations plus élevées en Cd ($\sim 11x$), Cu ($\sim 10x$) et en Pb ($\sim 6x$) que ceux du lac Brompton. Après leur installation dans les enclos, les bivalves ont été prélevés à différents temps ($t = 0, 8, 21, 71$ et 133 j.) pour mesurer les changements de concentration de métaux traces dans leurs tissus.

À une date d'échantillonnage donnée, le contenu d'un enclos (c.à.d. 10 individus) de chaque type était sacrifié. À l'arrivée au laboratoire, les bivalves étaient mis à dépurer pour la nuit dans l'eau du lac d'où ils étaient prélevés et ensuite disséqués en branchies, manteau, hépatopancréas et "reste des tissus"; les glochidia, lorsqu'ils étaient présents, étaient aussi enlevés. Chaque échantillon (composé) comprenant un tissu de 10 individus, obtenus à un temps donné d'un enclos donné, a été digéré en milieu acide et analysé par spectrophotométrie d'absorption atomique pour Cd, Cu et Pb. Les résultats pour l'ensemble des tissus ou pour les tissus individuels montrent clairement les résultats attendus, soit: i) une faible variation saisonnière des concentrations de métaux pour les organismes indigènes des deux lacs (séries B→B et J→J); ii) une augmentation des concentrations de métaux dans les organismes transférés du lac Brompton au lac Joannès (série B→J); iii) une diminution de la concentration de métaux dans les organismes transférés du lac Joannès au lac Brompton (série J→B). Les changements de concentrations de métaux dans les tissus sont cependant lents; par exemple, les vitesses d'augmentation des concentrations de métaux dans l'ensemble des tissus des organismes transférés au lac Joannès (série B→J) sont respectivement $0.11 \mu\text{g Cd/g-jour}$ et $0.18 \mu\text{g Cu/g-jour}$. En se basant sur des vitesses d'augmentation de concentrations de métaux constantes sur toute l'année, on calcule que les organismes transférés à Joannès prendront entre ~ 300 jours (pour Cu) et ~ 700 jours (pour Cd) pour atteindre les niveaux de métaux traces trouvés dans les bivalves indigènes du lac Joannès; ces chiffres représentent probablement des minimums puisque l'activité métabolique de ces organismes devrait être réduite durant la saison froide. Certaines particularités des organismes transférés au lac Joannès ont également été notées:

i) une diminution constante de leur indice de condition (poids des tissus mous/poids total incluant les valves) au cours de l'expérience; ii) des mortalités qui atteignaient $\sim 20\%$ après 130 jours et qui avaient commencé entre 20-60 jours après le transfert; iii) une absence de spécimens gravides en octobre, au moment où les autres séries (J→J, B→B et J→B) montraient toutes des organismes gravides. Toutes ces observations montrent que les conditions physiologiques des organismes transférés au lac Joannès se sont détériorées au cours de l'expérience, dû présumément aux niveaux de métaux traces élevés dans ce lac; quant aux organismes indigènes de Joannès, ils se sont adaptés à ces conditions. Les résultats de cette expérience ont permis d'évaluer le temps de réponse des concentrations de métaux dans les bivalves suite aux changements dans les conditions environnementales et ont aidé à évaluer l'utilité de ces organismes comme indicateurs de contaminants dans l'environnement.

Identification des facteurs abiotiques. Des échantillons de sédiments superficiels (couche oxique), d'eau interstitielle et surnageante (obtenus par dialyse), ainsi que des spécimens des pélécy-podes d'eau douce Elliptio complanata et Anodonta grandis ont été prélevés à des sites dans plusieurs lacs des Cantons de l'Est, Québec (lac Aylmer, 2 stations; Brompton; Memphrémagog; Massawippi), de la région de Muskoka, Ontario (lacs Chub, Harp, of Bays, Blue Chalk, St-Nora) et de la région de Rouyn-Noranda (Lacs Joannès; Beauchastel; La Bruère, 2 stations). Les sites choisis sont localisés dans diverses régions géologiques et présentent des valeurs variées de pH et des niveaux divers de contamination en métaux traces dans les sédiments.

Les échantillons de sédiments oxiques ont été soumis à une procédure d'extractions séquentielles, et les concentrations de métaux traces ont été mesurées dans les extraits; cette mesure a permis d'obtenir une estimation de $\{S(n)-M\}$ et $\{S(n)\}$ pour les oxyhydroxydes de fer et de manganèse (voir les équations (R.1) et (R.2)). Les concentrations totales de métaux traces ($[M]_T$), les valeurs de pH, et les concentrations d'autres constituants

nécessaires pour des calculs thermodynamiques ont été mesurées dans les échantillons d'eau interstitielle et surnageante. Les bivalves étaient laissés pour la nuit dans des aquariums pour leur permettre d'éliminer le matériel contenu dans leur système digestif; ils étaient ensuite disséqués en branchies, manteau, hépatopancréas et "reste des tissus"; les concentrations de Cd, Cu, Pb et Zn étaient déterminées dans les tissus après digestion acide.

Les résultats montrent que l'équation (R.2) doit être utilisée pour prédire les concentrations de cadmium et de plomb dans E. complanata plutôt que l'équation (R.1), c'est-à-dire que $[H^+]^x$ doit être considéré comme variable prédictive, l'accumulation de ces métaux étant plus élevée dans les eaux les plus acides. Cette information supporte fortement le mécanisme III qui implique "un contrôle des concentrations de métaux traces dissous auxquelles les organismes sont exposés par des réactions d'adsorption dans le milieu externe". Les relations prédictives obtenues sont en principe applicables à différents milieux. Elles pourront être améliorées en augmentant le nombre de points obtenus à bas pH et en utilisant des valeurs de pH obtenues sur une base de temps comparable au temps nécessaire pour la bioaccumulation des métaux par les organismes concernés. En effet, comme on l'a montré par l'expérience de transfert, les concentrations de métaux dans les tissus de bivalves indigènes représentent une intégration sur des périodes de mois ou d'années; sachant que le pH des lacs peut varier, surtout au cours de la saison où se fait l'échantillonnage et que $[H^+]$ a une grande influence sur la prédiction de $[M(\text{organismes})]$, il serait préférable d'obtenir les valeurs de pH sur la même base de temps que $[M(\text{organismes})]$.

Conclusions

On a montré que les concentrations de certains métaux dans E. complanata peuvent être prédites de façon adéquate par une équation (équation R.2) faisant intervenir les concentrations de métaux associés aux oxydes de fer dans la couche superficielle de sédiments oxiques, les concentrations de ces

oxydes de fer et le pH de l'eau surnageante. Parce qu'elle a une base mécanistique et qu'elle n'est pas purement empirique, l'équation (R.2) présente un pouvoir de prédiction de caractère général (dans le sens où elle est applicable à divers milieux), et elle devrait permettre d'améliorer les critères scientifiques pour la gestion des métaux traces. Les résultats obtenus suggèrent également que les bivalves étudiés possèdent les caractéristiques d'un bon indicateur biologique pour étudier les changements de contamination de l'environnement en métaux à moyen ou long terme.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
RÉSUMÉ	i
TABLE DES MATIÈRES	ix
Liste des tableaux	xiii
Liste des figures	xvii
1. INTRODUCTION	1
2. OBJECTIFS	7
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES	11
3.1 Expériences de transfert	13
3.1.1 Lieu des expériences	13
3.1.2 Procédures expérimentales	17
3.1.2.1 Transfert des bivalves	17
3.1.2.2 Prélèvement des bivalves destinés aux expériences de transfert	18
3.1.2.3 Préparation des bivalves pour les analyses .	18
3.2 Étude de facteurs abiotiques qui influencent l'accumulation de métaux chez les bivalves	19
3.2.1 Lieu des expériences	19
3.2.2 Procédures expérimentales	20
3.2.2.1 Installation des stations et mesures sur place	20
3.2.2.2 Préparation des bivalves pour les analyses .	20
3.3 Analyses effectuées sur les sédiments	22
3.4 Mesures dans l'eau interstitielle et surnageante	24
3.5 Mesures effectuées sur les bivalves	26
3.6 Réactifs et verrerie	28

	PAGE
4. RÉSULTATS	31
4.1 Expériences de transfert de bivalves	33
4.1.1 Concentrations de métaux traces dans les tissus mous des bivalves	33
4.1.2 Variation temporelle des concentrations de métaux dans les tissus mous	33
4.1.3 Conditions physiques	45
4.2 Étude de facteurs abiotiques qui influencent l'accumulation de métaux chez les bivalves	45
4.2.1 Profils des concentrations dans les eaux intersti- tielles	45
4.2.2 Répartition des métaux dans les sédiments	63
4.2.3 Concentrations de métaux dans les tissus des bivalves	63
5. DISCUSSION	69
5.1 Répartition des métaux entre l'eau et les sédiments	72
5.2 Prédiction des concentrations de métaux traces dans les bivalves	84
5.2.1 Cadmium	89
5.2.2 Cuivre	94
5.2.3 Plomb	102
5.2.4 Zinc	107
5.3 Variation temporelle des concentrations de métaux dans les spécimens transférés	112
5.4 Emploi de <u>Anodonta grandis</u> et <u>Elliptio complanata</u> comme espèces indicatrices	114
5.4.1 Caractéristiques	117
5.4.2 Suggestions relatives à l'utilisation des bivalves comme organismes indicateurs	119
6. CONCLUSIONS	125

RÉFÉRENCES	129
ANNEXE A.1 Stations d'échantillonnage pour l'étude de facteurs abiotiques qui influencent l'accumulation de métaux chez les bivalves.	
ANNEXE A.2 Profils de métaux traces et d'autres paramètres obtenus en 1984 et 1985.	
ANNEXE A.3 Répartition de métaux traces dans les échantillons de sédiments obtenus en 1984 et 1985.	
ANNEXE A.4 Concentrations de métaux traces dans les tissus de bivalves étudiés en 1985.	

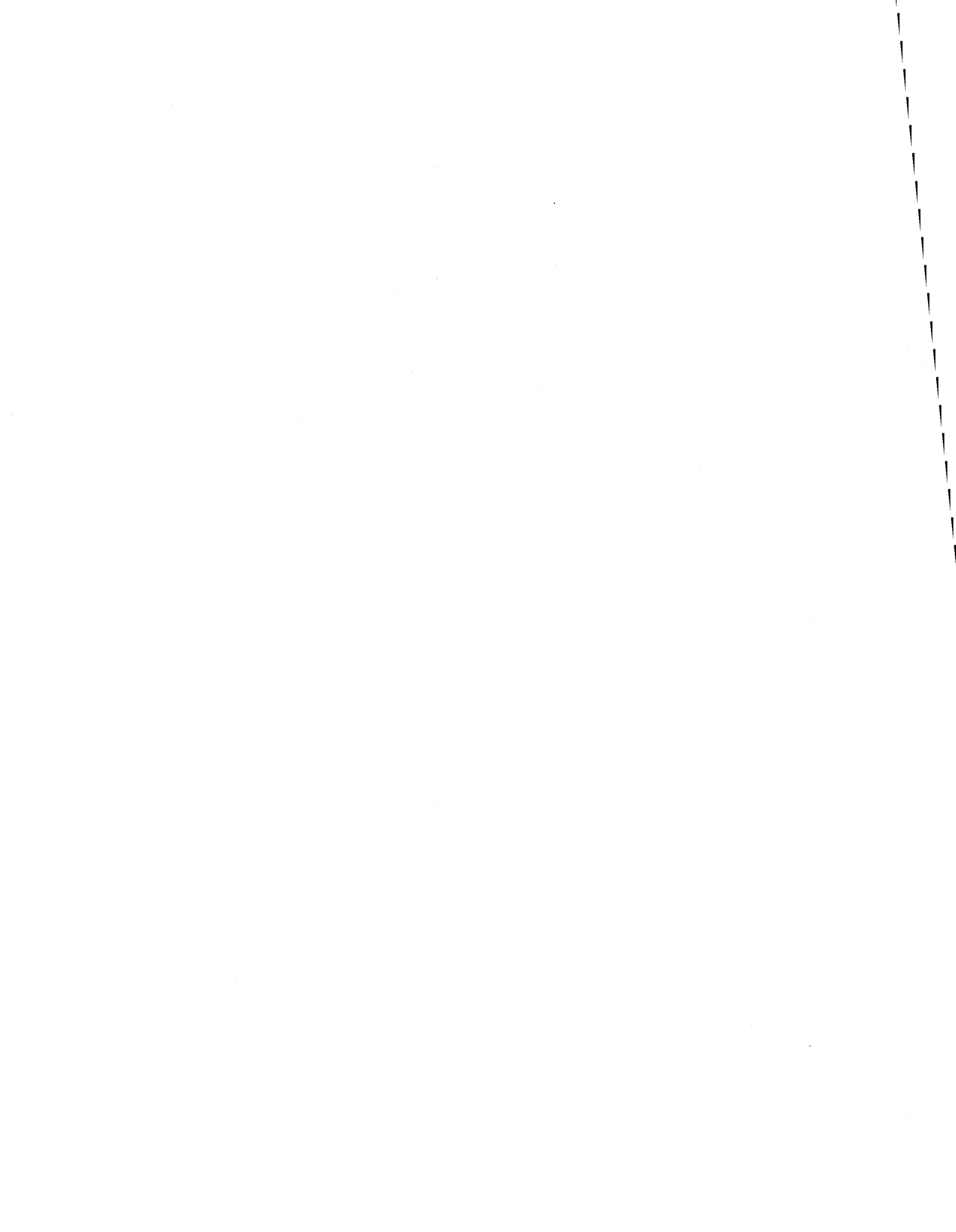


LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
Tableau 3.1 Concentrations de métaux traces dans les sédiments des lacs Joannès et Brompton et dans des spécimens d' <u>Anodonta grandis</u> des mêmes lacs	16
Tableau 3.2 Limites de détection des métaux traces pour l'injection simple en absorption atomique sans flamme et valeurs (par injections simples ou multiples) pour un échantillon certifié du CNRC (SLRS-1)	25
Tableau 3.3 Concentrations de métaux traces dans des échantillons certifiés de tissus biologiques	27
Tableau 4.1 Concentrations de cadmium dans les tissus mous des spécimens de <u>A. grandis</u> sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert	34
Tableau 4.2 Concentrations de cuivre dans les tissus mous des spécimens de <u>A. grandis</u> sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert	35
Tableau 4.3 Concentrations de plomb dans les tissus mous des spécimens de <u>A. grandis</u> sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert	36
Tableau 4.4 Concentrations de zinc dans les tissus mous des spécimens de <u>A. grandis</u> sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert	37
Tableau 4.5 Concentrations de fer dans les tissus mous des spécimens de <u>A. grandis</u> sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert	38
Tableau 4.6 Poids total des différents tissus des spécimens de <u>A. grandis</u> sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert	39
Tableau 4.7 Répartition moyenne du poids et des quantités de métaux traces dans les tissus mous des spécimens non gravides de <u>A. grandis</u> utilisés pour les expériences de transfert	44
Tableau 4.8 Nombre d'individus sacrifiés à différents temps de l'expérience de transfert ainsi que leurs valeurs moyennes de longueur, poids de tissus mous, poids de coquille et indice de condition	46

Tableau 4.9	Lac Aylmer - Station A-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	48
Tableau 4.10	Lac Aylmer - Station A-02. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	49
Tableau 4.11	Lac Massawippi - Station MA-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	50
Tableau 4.12	Lac Memphrémagog - Station ME-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	51
Tableau 4.13	Lac of Bays - Station LB-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	52
Tableau 4.14	Lac St-Nora - Station SN-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	53
Tableau 4.15	Lac Blue Chalk - Station BC-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	54
Tableau 4.16	Lac Harp - Station H-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	55
Tableau 4.17	Lac Chub - Station CH-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment	56

	PAGE
Tableau 4.18 Répartition des métaux traces dans les sédiments telle qu'obtenue par la procédure d'extractions séquentielles* pour les stations échantillonnées en 1986. Les concentrations sont exprimées en µg/g poids sec	64
Tableau 4.19 Concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn dans les tissus de <u>Elliptio complanata</u>	66
Tableau 4.20 Concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn dans les tissus de <u>Anodonta grandis</u>	67
Tableau 5.1 Constantes d'équilibre utilisées pour le calcul des concentrations d'ion libre M^{Z+}	76
Tableau 5.2 Concentrations calculées de M^{Z+} , densité d'adsorption et constantes d'équilibre apparentes pour l'adsorption de Cd, Cu, Ni et Zn sur les oxyhydroxydes de fer naturels	78
Tableau 5.3 Prédiction de la concentration de métaux traces dans des bivalves à l'aide de caractéristiques des sédiments; étude <u>in situ</u>	86
Tableau 5.4 Équations de prédiction du cadmium dans différents tissus de <u>Elliptio complanata</u>	95
Tableau 5.5 Équations de prédiction de la concentration de cuivre dans différents tissus de <u>Elliptio complanata</u>	100
Tableau 5.6 Équations de prédiction de la concentration de plomb dans différents tissus de <u>Elliptio complanata</u>	106
Tableau 5.7 Équations de prédiction de la concentration de zinc dans différents tissus de <u>Elliptio complanata</u>	111
Tableau 5.8 Temps de demie-vie pour certains métaux dans des bivalves	115



LISTE DES FIGURES

		PAGE
Figure 3.1	Lac Joannès - station d'échantillonnage (•) et emplacement des enclos (*)	14
Figure 3.2	Lac Brompton - station d'échantillonnage (•) et emplacement des enclos (*)	15
Figure 3.3	Positionnement (a) et vue explosée (b) d'un échantillonneur d'eau interstitielle	21
Figure 4.1	Évolution de la concentration de cadmium dans les spécimens de <u>A. grandis</u> soumis à l'expérience de transfert	41
Figure 4.2	Évolution de la concentration de cuivre dans les spécimens de <u>A. grandis</u> soumis à l'expérience de transfert	42
Figure 4.3	Évolution de la concentration de plomb dans les spécimens de <u>A. grandis</u> soumis à l'expérience de transfert	43
Figure 4.4	Évolution de la condition des spécimens de <u>A. grandis</u> soumis à l'expérience de transplantation	47
Figure 4.5	Profils de concentrations de cuivre dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986	58
Figure 4.6	Profils de concentration de zinc dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986	59
Figure 4.7	Profils de concentrations de fer dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986	60
Figure 4.8	Profils de concentrations de sulfates dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986	61
Figure 4.9	Profils de pH dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986	62
Figure 5.1	Constantes d'équilibre apparentes pour l'adsorption du zinc sur les oxyhydroxydes de fer en fonction du pH	79
Figure 5.2	Constantes d'équilibre apparentes pour l'adsorption du nickel sur les oxyhydroxydes de fer en fonction du pH ..	80

	PAGE
Figure 5.3	Constantes d'équilibre apparentes pour l'adsorption du cuivre sur les oxyhydroxydes de fer en fonction du pH .. 81
Figure 5.4	Relation entre les concentrations de cadmium dans <u>E. complanata</u> et les concentrations totales de cadmium dans les sédiments 90
Figure 5.5	Relation entre les concentrations de cadmium dans <u>E. complanata</u> et $\Gamma_{Cd}(1)$ 91
Figure 5.6	Relation entre les concentrations de cadmium dans <u>E. complanata</u> et $\Gamma_{Cd}(1) \cdot [H^+]^x$ 92
Figure 5.7	Relation entre la concentration du cuivre dans <u>E. complanata</u> et la concentration totale de cuivre dans les sédiments 96
Figure 5.8	Relation entre la concentration de cuivre dans <u>E. complanata</u> et $\Gamma_{Cu}(1)$ 98
Figure 5.9	Relation entre la concentration de cuivre dans <u>E. complanata</u> et $\Gamma_{Cu}(1) \cdot [H^+]^x$ 99
Figure 5.10	Relation entre les concentrations de plomb dans <u>E. complanata</u> et les concentrations totales de plomb dans les sédiments 103
Figure 5.11	Relation entre les concentrations de plomb dans <u>E. complanata</u> et $\Gamma_{Pb}(1)$ 104
Figure 5.12	Relation entre les concentrations de plomb dans <u>E. complanata</u> et $\Gamma_{Pb}(1) \cdot [H^+]^x$ 105
Figure 5.13	Relation entre la concentration de zinc dans <u>E. complanata</u> et la concentration totale de zinc dans les sédiments 108
Figure 5.14	Relation entre la concentration de zinc dans <u>E. complanata</u> et $\Gamma_{Zn}(1)$ 109
Figure 5.15	Relation entre la concentration de zinc dans <u>E. complanata</u> et $\Gamma_{Zn}(1) \cdot [H^+]^x$ 110

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1. INTRODUCTION

On observe, suite à l'industrialisation, une augmentation des flux de métaux traces, de sources terrestres et atmosphériques, vers l'environnement. Selon des processus physiques, chimiques et biologiques complexes, une proportion importante des métaux traces introduits dans l'environnement se retrouve associée aux sédiments de fond où elle constitue un danger potentiel pour les organismes benthiques.

Dans le contexte de la contamination des sédiments aquatiques par les métaux traces, des intérêts spécifiques au Canada portent sur les activités d'extraction et de raffinage des métaux, ainsi que sur les opérations de dragage et de disposition des résidus de dragage. Dans chacun de ces domaines, l'action de l'homme a conduit à une mobilisation accrue des métaux traces, à des concentrations plus élevées dans l'écosystème aquatique, à des changements des conditions environnementales (pH, E_h) qui influencent le comportement géochimique de ces métaux, et à des problèmes associés de toxicité (Förstner et Wittmann, 1981). Il y a nécessité, actuellement, de développer des critères scientifiques pour aider les autorités gouvernementales à prendre des décisions rationnelles dans chacun de ces domaines.

Il n'est pas facile de déterminer la signification biologique des métaux traces présents dans les sédiments. Plusieurs organismes aquatiques sont en contact à la fois avec les métaux traces dissous et les métaux traces particulaires et peuvent, en principe, accumuler ces métaux soit directement de l'eau, soit par l'ingestion des phases solides. La détermination de la disponibilité biologique de métaux traces particulaires présente des difficultés, même au laboratoire, dû à la tendance des métaux ajoutés sous des formes particulaires à se diriger vers un équilibre solide-solution. L'accumulation à partir de l'une ou l'autre source sera influencée par des facteurs physico-chimiques. Le problème de déterminer la signification biologique est compliqué davantage par le fait que les teneurs en métaux dans les organismes peuvent aussi être influencées par des facteurs biologiques.

Si l'on veut décrire et prédire adéquatement la signification biologique de métaux traces présents dans les sédiments, **on doit d'abord comprendre les processus et facteurs biotiques et abiotiques qui influencent l'accumulation des métaux traces chez les organismes benthiques.** C'est la seule voie pour obtenir des critères scientifiques d'un caractère général.

Facteurs physico-chimiques. Des expériences de laboratoire ont montré que l'ingestion de sédiments peut être une route d'entrée importante de métaux traces dans des organismes benthiques marins, et que cette entrée dépend des formes physico-chimiques des métaux traces dans les sédiments (Jenne et Luoma, 1977; Luoma et Jenne, 1977). Des mesures in situ ont montré récemment que les concentrations de métaux traces dans les tissus de bivalves marins sont mieux reliées à des concentrations de métaux assez facilement extractibles des sédiments qu'aux concentrations totales de ces métaux dans les sédiments; la prédiction des concentrations de métaux traces dans les mollusques était aussi améliorée quand les concentrations de métaux traces extraits des sédiments étaient normalisées par rapport au contenu des sédiments en oxydes de fer ou en matière organique (p.e. Luoma et Bryan, 1978; Langston, 1980; 1982). Des résultats similaires ont été trouvés pour l'accumulation de Cu, Pb et Zn chez les bivalves d'eau douce Elliptio complanata et Anodonta grandis dans la région minière de Rouyn-Noranda, Québec (Tessier et al., 1983; 1984; 1985a). En d'autres mots, on a trouvé que les concentrations de métaux traces, M, dans les organismes, [M(organismes)], s'expriment par la relation:

$$[M(\text{organismes})] \propto \frac{\{\equiv S(n)-M\}}{\{\equiv S(n)\}} \quad (1.1)$$

où $\{\equiv S(n)\}$ est la concentration de sites d'une phase n donnée dans les sédiments (p.e. oxyhydroxydes de fer; acides humiques), et $\{\equiv S(n)-M\}$ est la concentration de métal trace, M, associé à certains de ces sites (voir la section 5.1).

Au moins trois mécanismes peuvent expliquer de telles relations inverses entre les concentrations de métaux dans les organismes et la

concentration des sites d'un substrat dans les sédiments (Luoma et Bryan, 1978; Tessier et al., 1984):

- mécanisme I: compétition pour les sites biologiques ("uptake sites") dans le système digestif entre le métal trace concerné et un deuxième métal (p.e. Fe) qui serait un constituant majeur du substrat (p.e. oxydes de fer) digéré; ce pourrait être le cas, par exemple, si les oxydes de fer contenant des métaux étaient dissous dans le système digestif à cause de conditions acides ou réductrices.
- mécanisme II: compétition pour un métal trace, dans le système digestif, entre des sites abiotiques qui y sont présents (p.e. oxydes de fer) et les sites biologiques ("uptake sites"); ce pourrait être le cas, par exemple, si de la matière organique contenant des métaux était digérée dans le système digestif, tout en laissant les oxydes de fer inchangés.
- mécanisme III: contrôle des concentrations de métaux traces dissous auxquelles sont exposés les organismes par des réactions d'adsorption dans le milieu externe.

On suppose pour les mécanismes I et II que le vecteur majeur de métaux traces pour l'accumulation implique l'ingestion de matériel particulaire, alors que pour le mécanisme III, l'accumulation implique la prise en charge de métaux traces dissous (p.e. par les branchies et le manteau).

On doit noter qu'une bonne relation entre des niveaux de métaux traces dans des espèces benthiques et des caractéristiques des sédiments (p.e. équation (1.1)) n'implique pas nécessairement que la route principale d'entrée des métaux traces est via l'ingestion de ces sédiments; tel que mentionné ci-dessus (mécanisme III), de telles relations peuvent s'expliquer par un contrôle, par des réactions d'adsorption, des concentrations de métaux traces dans la solution à laquelle les organismes sont exposés.

Des études récentes suggèrent fortement que l'adsorption par des substrats solides est en effet une réaction importante pour contrôler les concentrations de métaux traces dissous dans les sédiments oxydés (Lion et al., 1982; Tessier et al., 1985b). Mentionnons également qu'on a trouvé des niveaux élevés de métaux traces associés aux branchies et au manteau de bivalves d'eau douce; ces deux organes contribuaient à une grande proportion de la teneur totale en métaux dans ces organismes (Tessier et al., 1983; 1984; 1985a). Ils sont en contact avec de grandes quantités d'eau nécessaire pour l'alimentation et la respiration, et ont de grandes surfaces. Ces indications convergent pour suggérer que le mécanisme III est important pour expliquer l'accumulation de métaux traces par les bivalves; cependant, l'importance quantitative et l'universalité de ce mécanisme reste à démontrer.

Facteurs/processus biotiques. En plus des facteurs physico-chimiques discutés ci-dessus ($[M^{2+}]$, pH, $\{=S(n)-M\}$, $\{=S(n)\}$), des facteurs biologiques sont aussi impliqués dans l'accumulation de métaux traces par des organismes benthiques; l'importance de ces facteurs doit être estimée si l'on veut espérer modéliser l'interdépendance entre les concentrations de métaux dans les organismes biologiques et celles dans les sédiments et/ou l'eau. En particulier, le rôle des mécanismes de détoxification dans l'accumulation et l'excrétion des métaux traces devrait être clarifié, et la variabilité introduite par des facteurs biologiques (p.e. cycle de reproduction) devrait être quantifiée. Le temps de réponse de ces organismes aux variations des concentrations en métaux traces (ou de d'autres facteurs) dans l'environnement devrait aussi être estimé. Il s'agit là de connaissances qu'on doit acquérir si on veut espérer une certaine prédiction de l'impact de métaux traces présents dans les sédiments sur les organismes benthiques.

CHAPITRE 2

OBJECTIFS



2. OBJECTIFS

Les objectifs du projet sont:

- i) d'identifier et de quantifier les facteurs abiotiques ($[M^{z+}]$, $\{S(n)-M\}$, $\{S(n)\}$, pH) qui contrôlent l'accumulation de métaux traces par des organismes benthiques;
- ii) de déterminer, pour ces organismes benthiques, le temps de réponse des teneurs en métaux traces dans les tissus suite à des variations environnementales dans les concentrations en métaux traces;
- iii) d'évaluer l'utilité de tels organismes comme indicateurs de contaminants dans l'environnement;
- iv) d'évaluer dans quelle mesure les conclusions de ce travail pourront être utilisées pour améliorer les critères scientifiques qui permettent d'estimer la signification biologique de métaux traces dans les sédiments aquatiques.

Les organismes biologiques choisis pour nos expériences étaient les bivalves Anodonta grandis et Elliptio complanata. Ce sont des organismes filtreurs, qu'on retrouve dans plusieurs lacs et rivières du Québec (Clarke, 1981). Leur cycle de vie relativement long (~ 15 ans), leurs habitudes sédentaires et leur capacité pour concentrer des métaux traces potentiellement toxiques sans pour autant subir de dommages apparents, en faisaient des organismes intéressants pour cette étude.

CHAPITRE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODES



3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Expériences de transfert

Pour évaluer le temps de réponse des bivalves à des variations de concentrations en métaux dans l'environnement aquatique, on a procédé à des expériences de transfert de spécimens d'Anodonta grandis d'un lac pollué en métaux à un lac moins pollué et vice-versa.

3.1.1 Lieu des expériences

Les expériences de transfert des bivalves ont été réalisées dans les lacs Brompton (représentant le lac moins pollué) et Joannès (représentant le lac plus pollué). Le lac Joannès (48°12'N, 78°40'O) est situé dans la région minière de Rouyn-Noranda, Québec, à environ 500 km au nord-ouest de Montréal (Figure 3.1). Le lac Brompton (45°25'N, 72°10'O) se trouve dans les Cantons de l'Est, Québec, à environ 100 km au sud-est de Montréal (Figure 3.2). Les deux lacs ont été choisis en se basant sur les concentrations de métaux rapportées par Tessier et al. (1986) dans les sédiments et les bivalves de ces deux lacs (voir le Tableau 3.1 pour un résumé de ces valeurs). Ces résultats montrent que les sédiments du lac Joannès contiennent beaucoup plus de cadmium et de cuivre que le lac Brompton et beaucoup moins de nickel. Le lac Joannès est sans doute influencé par les émissions diffuses des opérations de raffinage de minéral qui se font dans la ville de Rouyn-Noranda, à proximité. Les différences de concentrations de métaux entre les deux se reflètent dans les bivalves; ceux du lac Joannès contiennent en effet beaucoup plus de cadmium (~ 11x) et de cuivre (~ 10x) que ceux du lac Brompton et le rapport est inversé pour le nickel (~ 3x). On constate également une concentration plus élevée de plomb dans les spécimens biologiques du lac Joannès (~ 4x) que dans ceux du lac Brompton, malgré que les concentrations totales du métal soient à peu près identiques dans les sédiments des deux lacs. Les différences importantes, entre les deux lacs, des concentrations de plusieurs métaux dans les bivalves en font des sites intéressants pour les expériences de transfert.

LAC JOANNÈS

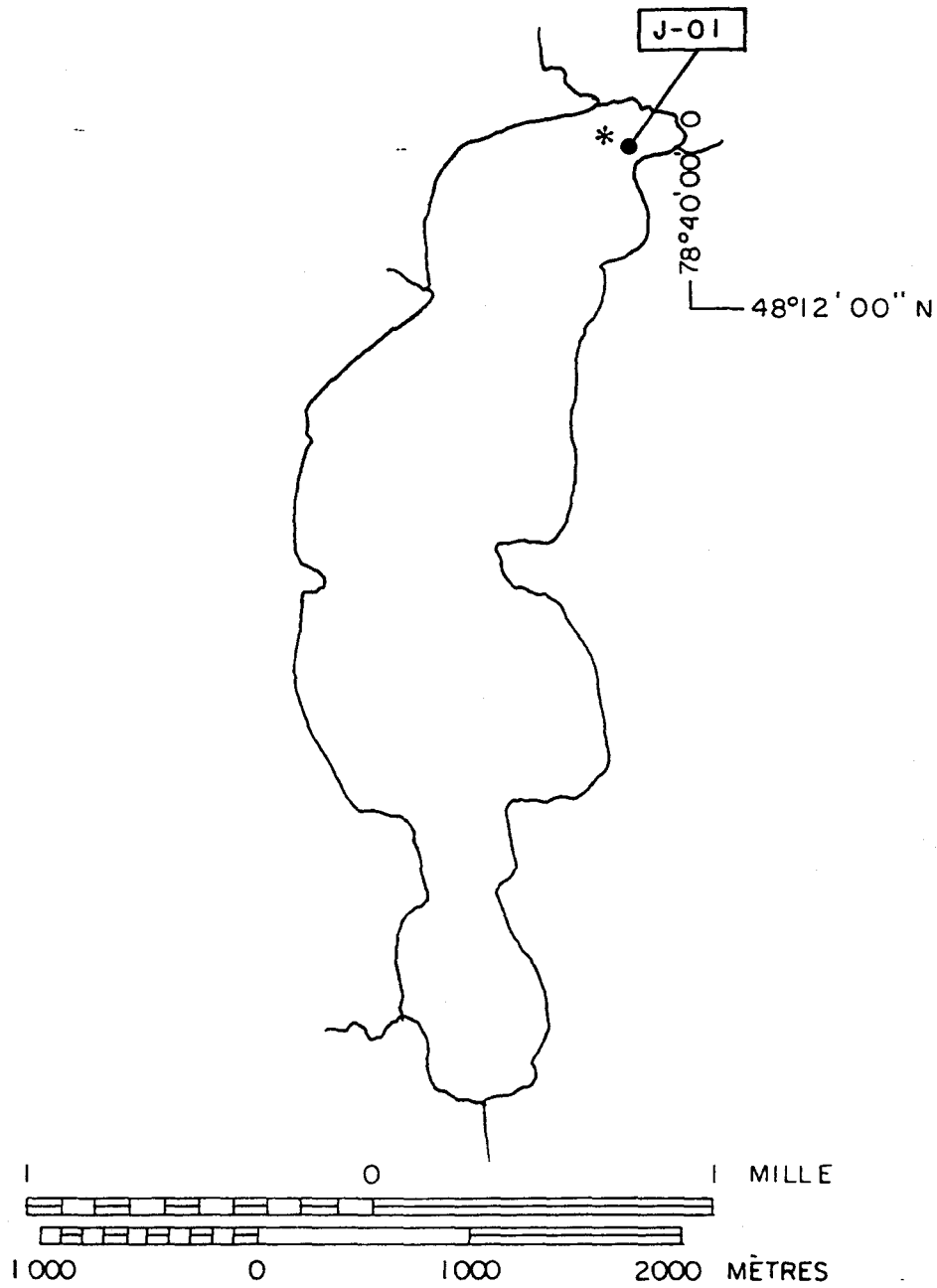


FIGURE 3.1 Lac Joannès - station d'échantillonnage (●) et emplacement des enclos (*).

LAC BROMPTON

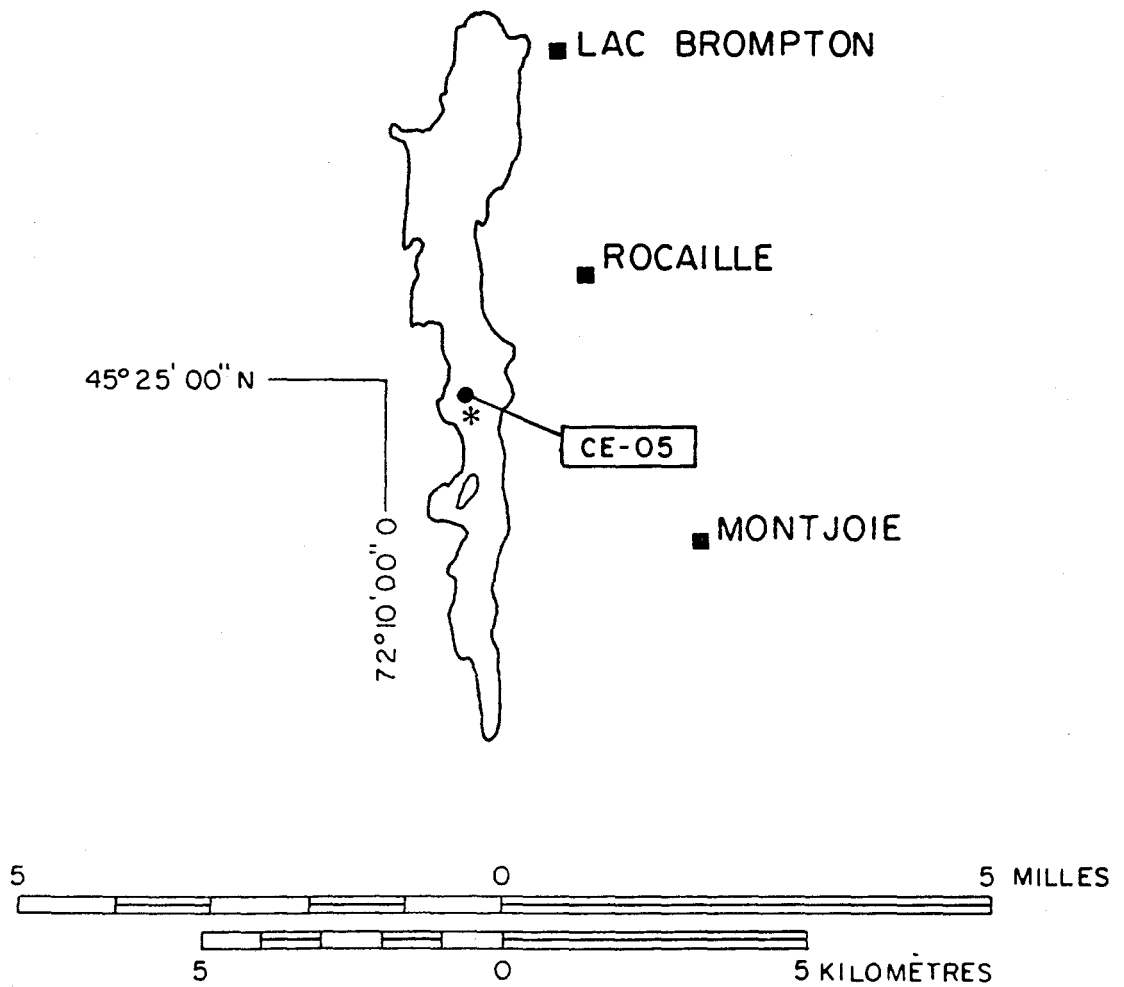


FIGURE 3.2 Lac Brompton - station d'échantillonnage (●) et emplacement des enclos (*).

TABLEAU 3.1 Concentrations de métaux traces dans les sédiments des lacs Joannès et Brompton et dans des spécimens d'Anodonta grandis des mêmes lacs^a.

Lac	[Cd] (µg/g)	[Cu] (µg/g)	[Ni] (µg/g)	[Pb] (µg/g)	[Zn] (µg/g)	[Fe] (mg/g)	[Mn] (mg/g)
Sédiments ^b							
Joannès	7 - 8	51 - 52	29 - 35	76 - 82	188 - 196	22 - 23	1.2 - 1.4
Brompton	0.6 - 2.1	10 - 17	169 - 220	56 - 72	117 - 158	32 - 41	1.1 - 1.7
<u>Anodonta grandis</u> ^c							
Joannès	87	60	2.4	12.1	209		
Brompton	6.8	6.8	6.4	2.7	161		

^a D'après Tessier et al. (1986).

^b La concentration rapportée est la concentration totale obtenue en faisant la somme des concentrations dans les fractions F1 à F5 (voir la section 3.3 pour la signification de ces fractions); gamme observée pour deux échantillons.

^c Échantillons composites de 10 individus.

3.1.2 Procédures expérimentales

3.1.2.1 Transfert des bivalves

Les deux expériences suivantes, impliquant des transferts de bivalves, ont été réalisées:

- 1) 120 spécimens de A. grandis provenant du lac Brompton ont été transférés dans 12 enclos (10 spécimens par enclos) situés dans le lac Joannès (Figure 3.1); ces organismes sont identifiés plus loin par B→J. Dans le même lac (Joannès) 100 spécimens de A. grandis indigènes ont été gardés dans 10 enclos adjacents (bivalves témoins; 10 spécimens par enclos); ces organismes sont identifiés plus loin par J→J. Les prélèvements de bivalves pour les diverses analyses ont été effectués aux temps suivants: $t = 0, 6, 19, 69$ et 131 jours pour les bivalves témoins; $t = 7, 20, 69$ et 132 jours pour les bivalves transférés. À chaque occasion, un enclos complet de chaque type (c'est-à-dire 10 individus) était sacrifié.

- 2) 140 spécimens de A. grandis provenant du lac Joannès ont été transférés dans 14 enclos (10 spécimens par enclos) situés dans le lac Brompton (Figure 3.2); ces organismes sont identifiés plus loin par J→B. Dans le même lac (Brompton) 100 spécimens de A. grandis indigènes ont été gardés dans 10 enclos adjacents (bivalves témoins; 10 spécimens par enclos) ces organismes sont identifiés plus loin par B→B. Les prélèvements de bivalves pour les diverses analyses ont été effectués aux temps suivants: $t = 0, 8, 21, 36, 71$ et 133 jours pour les bivalves témoins; $t = 5, 18, 33, 68$ et 100 jours pour les bivalves transférés. À chaque occasion, un enclos complet de chaque type (c'est-à-dire 10 individus) était sacrifié.

Les enclos utilisés étaient fabriqués à partir de bordures de pelouse en matière plastique (14.5 cm de hauteur). Des longueurs d'environ 2.5 m

étaient coupées et les deux extrémités étaient rassemblées en les brochant pour obtenir des enclos circulaires d'environ 60 cm de diamètre. Ces enclos, après les avoir identifiés, étaient enfoncés d'environ 7 cm dans les sédiments par un plongeur. Les enclos étaient placés de part et d'autre d'un câble maintenu au fond de l'eau par des poids.

3.1.2.2 Prélèvement des bivalves destinés aux expériences de transfert

Les bivalves utilisés pour les expériences de transfert ont été prélevés par un plongeur le 19 mai à la station CE-05 du lac Brompton (Figure 3.2) et le 21 mai à la station J-01 du lac Joannès (Figure 3.1). Pour minimiser la variabilité des teneurs en métaux traces des organismes lors de la cueillette, on a cherché à obtenir des spécimens de même taille et provenant d'une aire restreinte. Cependant, étant donné le grand nombre de spécimens requis pour l'expérience, on a dû faire des compromis. En effet, le prélèvement s'est opéré sur une superficie d'environ 1000 m² dans chacun des lacs, et on a dû utiliser des spécimens de 4.3 à 9.6 cm de longueur du lac Brompton et de 6.6 à 11.5 cm de longueur du lac Joannès. Tous les bivalves requis d'un lac pour l'expérience étant obtenus, ils étaient séparés en groupes de 10, en cherchant à obtenir des distributions identiques de tailles pour tous les groupes. Les individus d'un groupe étaient placés dans un sac de plastique contenant de l'eau de leur lac d'origine; les sacs étaient conservés dans des glacières (~ 4°C) jusqu'au moment de la mise en place des bivalves dans les enclos. Entre le moment de la cueillette des bivalves d'un lac donné et leur mise en place dans les enclos, il s'est écoulé 1 jour pour les spécimens témoins et 2 jours pour les spécimens transférés.

3.1.2.3 Préparation des bivalves pour les analyses

Les bivalves recueillis des enclos aux différents temps étaient mis dans des sacs en plastique contenant de l'eau du lac, placés dans des glacières (~ 4°C) et transportés au laboratoire. Dès leur arrivée, ils étaient mis à dépurifier dans des aquariums contenant l'eau du lac. Le lende-

main, les branchies, les glochidia, le manteau et l'hépatopancréas étaient prélevés; ces tissus, ainsi que le reste des tissus étaient congelés séparément jusqu'au moment de les analyser. Lorsque ce moment était arrivé, on combinait un organe donné de chaque spécimen prélevé dans un enclos donné et on les homogénéisait (homogénéiseur Brinkman, modèle CH-6010) après avoir ajouté un poids égal d'eau. L'homogénat était destinée à la mesure du poids sec et à l'analyse des métaux traces (voir la section 3.5).

3.2 Étude de facteurs abiotiques qui influencent l'accumulation de métaux chez les bivalves

Pour tenter d'identifier les facteurs physico-chimiques clés qui influencent l'accumulation de métaux chez les bivalves d'eau douce, on a prélevé, à des sites présentant des concentrations de métaux différentes, des spécimens des deux espèces de bivalves Anodonta grandis et Elliptio complanata, ainsi que des échantillons d'eau et de sédiments superficiels.

3.2.1 Lieu des expériences

Des sites ont été choisis dans la région de Rouyn-Noranda, dans les lacs La Bruère (stations BR-01 et BR-04; annexe A.1, Figure A.1.1), Beauchastel (station BE-03; annexe A.1, Figure A.1.2) et Joannès (station J-01; Figure 3.1). D'autres ont été choisis dans les Cantons de l'Est; ce sont les lacs Brompton (station CE-05; Figure 3.2), Aylmer (stations A-01 et A-02; annexe A.1, Figure A.1.3), Memphrémagog (station ME-01; annexe A.1, Figure A.1.4) et Massawippi (station MA-01; annexe A.1, Figure A.1.5). Les sites suivants, de la région de Dorset, en Ontario, ont également été visités: lacs Harp (station H-01; annexe A.1, Figure A.1.6), of Bays (station LB-01; annexe A.1, Figure A.1.7), Chub (station CH-01; annexe A.1, Figure A.1.8), Blue Chalk (station BC-01; annexe A.1, Figure A.1.9) et St. Nora (station SN-01; annexe A.1, Figure A.1.10). Ces sites ont été choisis dans des régions de géologie différentes en fonction de leur concentration différente en métaux traces et de leur pH différent.

3.2.2 Procédures expérimentales

3.2.2.1 Installation des stations et mesures sur place

Après que la présence de bivalves ait été confirmée, un câble de nylon (~ 30 m) était maintenu au fond de l'eau par des poids, parallèlement à la rive, de façon à ce que la station soit identifiée facilement par un plongeur, tout en n'étant pas visible d'un bateau. Des échantillonneurs d'eau interstitielle (deux par station) étaient ensuite installés par un plongeur à proximité du câble (Figure 3.3). Ces échantillonneurs ont été décrits en détail par Carignan (1984). Ils consistent en une plaque de 1.3 cm d'épaisseur, en matériel acrylique transparent, ayant deux rangées de chambres horizontales (3.3 mL; séparées d'un cm les unes des autres). Les compartiments, préalablement trempés dans l'acide nitrique dilué et rincés, ont été remplis avec de l'eau déminéralisée. Une membrane en polysulfone (Gelman HT-450; ouverture de pore de 0.45 μm) était alors installée pour couvrir tous les compartiments, et une plaque mince en plastique acrylique avec des trous ajustés aux ouvertures des compartiments était fixée avec des vis en nylon pour retenir la membrane et isoler chaque cellule. Avant son installation, chaque échantillonneur était immergé pendant au moins 48 h dans un cylindre en acrylique rempli avec de l'eau déminéralisée dégazée continuellement avec N_2 , afin d'éliminer l'oxygène dissous dans l'eau renfermée dans les compartiments.

Les échantillonneurs, sortis des cylindres, étaient insérés verticalement dans le sédiment par un plongeur, en ayant soin de laisser quelques compartiments exposés au-dessus de l'interface sédiment-eau pour échantillonner la couche d'eau superficielle en plus de l'eau interstitielle; le temps écoulé entre le retrait des échantillonneurs de leurs cylindres en plastique et leur insertion dans le sédiment était réduit au minimum (≤ 2 min). Les échantillonneurs étaient laissés en place pendant 2 semaines pour permettre à l'eau de s'équilibrer des deux côtés de la membrane; une fois cette période écoulée, les échantillonneurs étaient retirés du sédiment et l'eau était prélevée des compartiments pour la mesure du pH sur place

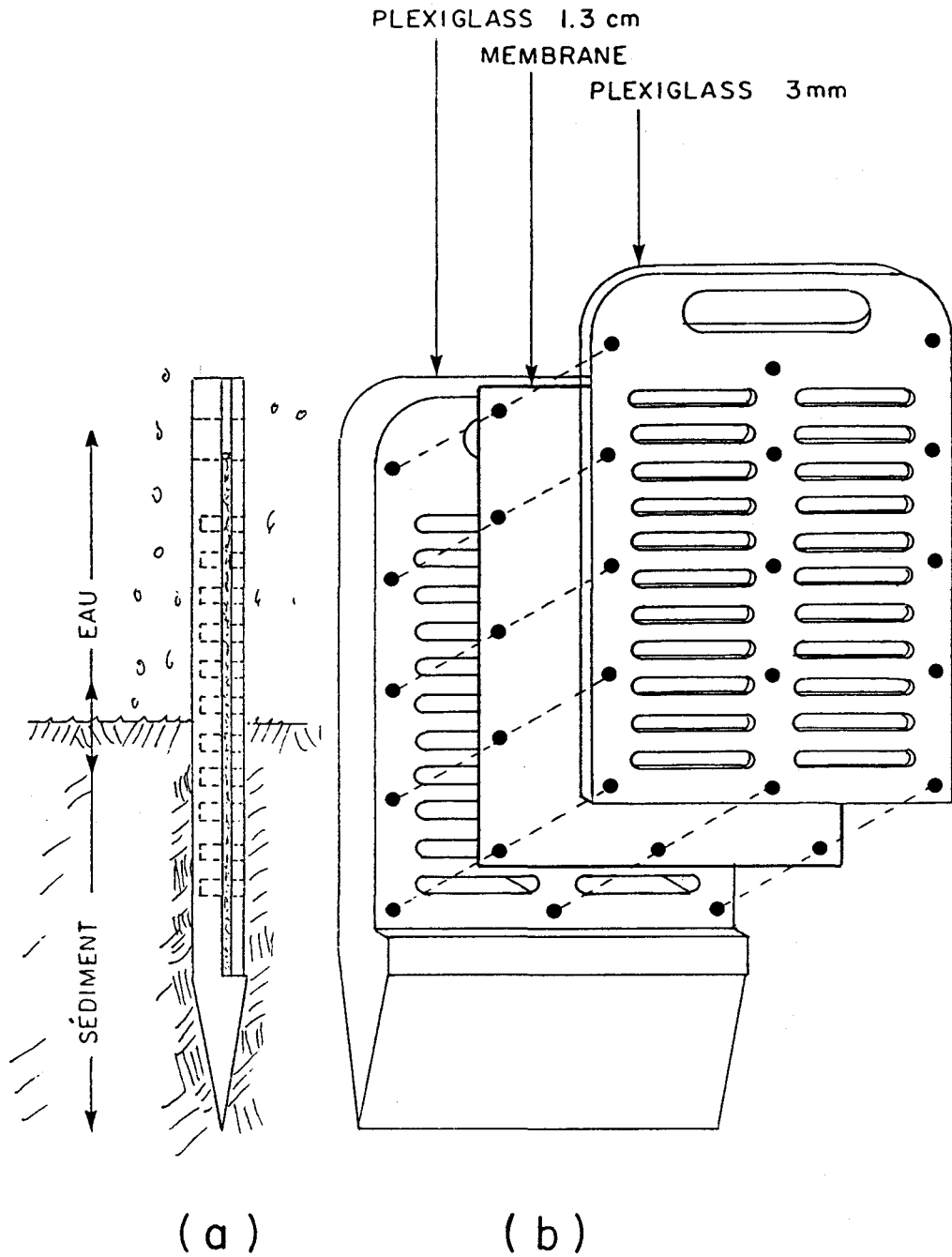


Figure 3.3 Positionnement (a) et vue explosée (b) d'un échantillonneur d'eau interstitielle.

(Carignan, 1984) et pour la détermination ultérieure de la couleur, des concentrations de carbone organique et inorganique, de sulfate, de Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Ca, Mg, Na et K. Les échantillons d'eau interstitielle et surnageante nécessaires pour le dosage des métaux et des sulfates étaient prélevés dans les compartiments en perçant la membrane et en retirant environ 3 mL d'eau avec une pipette automatique de 5 mL. Ce volume était transféré dans des bouteilles de Teflon prélavées à l'acide et pré-acidifiées (30 µL HCl Ultrex 1 M; pH final \leq 2) pour éviter une précipitation ou une adsorption. Les échantillons requis pour la détermination de la couleur (\sim 1 mL) ont été prélevés avec une seringue et transférés dans des tubes de micro-centrifugation; ceux nécessaires pour la mesure des concentrations de carbone organique et inorganique (\sim 1 ml) ont également été prélevés avec une seringue et injectés à travers un septum dans des tubes pré-évacués et pré-acidifiés (Vacutainers; 5 mL). Deux carottes de sédiments ont également été prélevées par le plongeur, avec des tubes de plexiglass près de chaque échantillonneur à eau interstitielle; seuls les premiers 0.5 cm (près de l'interface sédiment-eau) des sédiments étaient conservés pour l'analyse des métaux traces (voir la section 3.3). Dix spécimens de Anodonta grandis et/ou Elliptio complanata étaient également prélevés à chacun des sites.

3.2.2.2 Préparation des bivalves pour les analyses

Les bivalves recueillis à chacun des sites étaient mis dans des sacs en plastique contenant de l'eau du lac, placés dans des glacières (\sim 4°C) et transportés au laboratoire. Les procédures de dépuración, de dissection et d'homogénéisation étaient identiques à celles décrites à la section 3.1.2.3.

3.3 Analyses effectuées sur les sédiments

Les échantillons de sédiment (2-3 g de sédiment humide, équivalent à \sim 1 g de sédiment sec) ont été soumis à la procédure d'extractions séquentielles suivante pour déterminer la répartition des métaux dans ces sédiments:

- (a) M(F1): métaux échangeables. L'échantillon de sédiment a été extrait pendant 30 min avec $MgCl_2$ (1N) à un pH initial de 7.0;
- (b) M(F2): métaux liés aux carbonates. Le résidu de (a) a été agité pendant 5 h avec de l'acétate de sodium (NaOAc; 1 M) ajusté à pH 5.0 avec de l'acide acétique (HOAc);
- (c) M(F3A): métaux liés aux oxydes de manganèse. Le résidu de (b) a été agité pendant 0.5 h à la température de la pièce avec $NH_2OH \cdot HCl$ (0.01 M), préparé dans HNO_3 (0.01 M);
- (d) M(F3B): métaux liés aux oxydes de fer. Le résidu de (c) a été extrait à $96^\circ C$ pendant 6 h avec $NH_2OH \cdot HCl$ (0.04 M), préparé dans HOAc (25% (v/v));
- (e) M(F4): métaux liés à la matière organique et aux sulfures. Le résidu de (d) a été extrait à $85^\circ C$ pendant 5 h avec H_2O_2 (30%) ajusté à pH 2 avec HNO_3 ; une fois équilibré à la température de la pièce, on a ajouté NH_4OAc (3.2 M) préparé dans HNO_3 (20% (v/v));
- (f) M(F5): métaux liés à la matrice cristalline. Le résidu de (e) a été digéré avec un mélange 5:1 des acides fluorhydrique et perchlorique.

Les détails des étapes (a), (b), (d), (e) et (f) de la procédure expérimentale, de même qu'une évaluation de leur précision et justesse ont été publiés ailleurs (Tessier et al., 1979; 1980); l'étape (c), suggérée par Chao (1972), a été incluse pour distinguer entre les oxyhydroxydes de fer et ceux de manganèse. Les concentrations de métaux des solutions ont été d'abord déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme; dans les cas où les teneurs en métaux traces étaient au-dessous ou proches de la limite de détection, la spectrophotométrie d'absorption atomique au four au graphite fut utilisée. Les dosages des concentrations en métaux ont été effectués avec des courbes de calibration appropriées, prépa-

rées avec les composants de chaque solution d'extraction et, dans quelques cas, par la méthode des ajouts dosés.

Mentionnons que la répartition d'un métal entre les différentes fractions géochimiques est influencée par des facteurs comme le choix des réactifs utilisés pour les extractions, la séquence des extractions, le temps d'extraction et le rapport {réactif/sédiment}; elle est également influencée par des problèmes analytiques inhérents à ces méthodes: sélectivité incomplète et réadsorption après extraction. Pour toutes ces raisons, la distribution d'un métal donné parmi les diverses fractions ne reflète pas nécessairement son association avec des phases géochimiques discrètes; elle devrait plutôt être considérée comme définie opérationnellement par les méthodes d'extraction utilisées.

3.4 Mesures dans l'eau interstitielle et surnageante

Les concentrations de Ca, Mg, Na, K et dans certains cas de Fe (lorsque les concentrations étaient élevées) des eaux interstitielles et surnageantes étaient déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme (VARIAN TECHTRON, modèle 575 ABQ); les concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb, Zn et dans certains cas de Fe (lorsque les concentrations étaient faibles) étaient déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (VARIAN TECHTRON, modèle 1275; four au graphite GTA-95). La quantification était effectuée à l'aide de courbes de calibration préparées avec HCl, tel qu'utilisé pour acidifier les échantillons. À certaines stations, la concentration d'un métal dans l'eau surnageante était inférieure à cinq fois la limite de détection (voir le Tableau 3.2) par absorption atomique sans flamme. Dans ces cas, le dosage a été repris par injections multiples d'un échantillon d'eau surnageante prélevé à cette fin; il s'agissait d'injecter et d'évaporer l'échantillon à plusieurs reprises (5 à 10 fois) consécutives avant de procéder aux étapes de calcination et d'atomisation. La limite de détection pouvait être abaissée par un facteur de plus de 20 fois si on injectait de plus des volumes supérieurs (p.e. 20 μ L) à ceux utilisés lors des injections simples (5-10 μ L). Tous les métaux traces ont été dosés à

TABLEAU 3.2 Limites de détection des métaux traces pour l'injection simple en absorption atomique sans flamme et valeurs (par injections simples ou multiples) pour un échantillon certifié du CNRC (SLRS-1).

Métal	Limite de détection (nM)	Concentration dans l'échantillon SLRS-1 ^a		
		Attendue (nM)	Trouvée (nM)	n
Cd	0.9	0.13 ± 0.02	0.11 ± 0.01	6
Cu	3	56.3 ± 4.7	54.2 ± 2.7	10
Ni	26	18.2 ± 1.0	17.7 ± 3.1	5
Pb	5	0.51 ± 0.05	0.82 ± 1.01	3
Zn	0.5	20.5 ± 3.1	16.7 ± 4.5	10
Fe	18	560 ± 40	551 ± 30	8

^a : valeur moyenne ± intervalle de confiance à 90%.

plusieurs reprises dans un échantillon certifié d'eau douce du CNRC (échantillon SLRS-1) afin de confirmer la justesse des analyses (Tableau 3.2).

La concentration de carbone inorganique total dans l'eau interstitielle a été mesurée par chromatographie en phase gazeuse (Carignan, 1984). La concentration de carbone organique était obtenue par dosage du CO₂ par conductimétrie après digestion humide par du persulfate en présence d'irradiation U.V. La couleur était obtenue par colorimétrie (400 nm) après ajout d'un tampon à pH 6.8 (Technicon, méthode 181-72W). La concentration de sulfates était mesurée par chromatographie ionique (Dionex Auto-ion 12, méthode 300.0 de l'EPA).

3.5 Mesures effectuées sur les bivalves

L'analyse des métaux traces dans les homogénats conservés à cette fin (voir les sections 3.1.2.3 et 3.2.2.2) a été effectuée de la façon suivante. Un volume de 6 mL de l'homogénat était placé dans une bombe de Teflon pré-lavée à l'acide et pré-pesée; la bombe était ensuite placée à l'étuve pour la nuit à 70°C. Après avoir déterminé le poids sec, de l'acide nitrique (ULTREX; 20 mL/g de tissu poids sec) était ajouté à la bombe. Le couvercle était placé de façon non-hermétique sur la bombe qui était laissée à température de la pièce pour 3 h; ensuite, on le vissait fortement et on le faisait chauffer à 70°C dans un bain d'eau pendant 3 h. Après avoir laissé refroidir pendant au moins 12 h, on transvidait la solution dans une fiole jaugée et on complétait le volume à 25 mL avec de l'eau déminéralisée. La solution résultante était analysée par spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme (VARIAN TECHTRON, modèle 575 ABQ) pour Cd, Cu, Fe et Zn, et par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (VARIAN TECHTRON, modèle 1275; GTA-95), pour Pb et Cu (lorsque les concentrations étaient faibles). Dans ce dernier cas, un modificateur de matrice a été utilisé (Voth-Beach et Shrader, 1986). Les concentrations de métaux traces ont été mesurées à plusieurs reprises dans des échantillons certifiés de tissus biologiques afin de confirmer la justesse des analyses. Il s'agissait de l'échantillon "Oyster tissue SRM #1566" du NBS et de l'"hépatopan-

TABLEAU 3.3 Concentrations de métaux traces dans les échantillons certifiés de tissus biologiques.

Metal *	Échantillon certifié	Concentration ($\mu\text{g/g}$) ^a		n
		attendue	trouvée	
Cd	SRM #1566	3.5 \pm 0.4	3.1 \pm 0.1	8
Cu	SRM #1566	63.0 \pm 3.5	61.7 \pm 0.3	4
Fe	SRM #1566	195 \pm 34	182 \pm 7	6
Zn	TORT-1	177 \pm 10	166	1
Pb	TORT-1	10.4 \pm 2	9.3 \pm 0.5	

^a : valeur moyenne \pm intervalle de confiance à 90%.

créas de homard TORT-1" du CNRC. Les résultats sont présentés dans le Tableau 3.3. Une mesure du rapport {poids sec/poids homogénat} a également été déterminée de façon indépendante pour la plupart des échantillons en utilisant des coupes de matière plastique.

Les concentrations de chaque métal trace, reconstituées pour l'organisme au complet (CR), excluant les valves, ont été calculées au moyen de l'équation suivante:

$$CR = \sum C_i W_i / \sum W_i \quad (3.1)$$

où C_i et W_i représentent respectivement les concentrations et les poids secs de chacun des i organes du bivalve.

La longueur des valves a été mesurée à l'aide d'un vernier d'une précision de 1 mm. L'indice de condition (IC) était calculé de la façon suivante:

$$IC = W_m / W_t \quad (3.2)$$

où W_m et W_t représentent respectivement le poids de l'ensemble des tissus mous et le poids total (incluant les valves) pour les organismes d'un enclos.

3.6 Réactifs et verrerie

Le matériel en verre et en plastique utilisé pour les manipulations des métaux traces dans l'eau, les sédiments et les organismes, était préalablement trempé pendant au moins 12 h dans une solution de HNO_3 (5%) ou HCl 2N et rincé plusieurs fois avec de l'eau déminéralisée. Le matériel de plastique (polyéthylène) a été préféré pour stocker les solutions de digestion des tissus pour réduire la perte de métaux par adsorption aux parois des contenants.

Des réactifs de grade ultra-pur ont été utilisés pour les diverses opérations et l'eau de dilution était de l'eau déminéralisée obtenue d'un système Millipore (Milli-Q3RO/Milli-Q2).

CHAPITRE 4

RÉSULTATS



4. RÉSULTATS

4.1 Expériences de transfert de bivalves

4.1.1 Concentrations de métaux traces dans les tissus mous des bivalves

Les concentrations moyennes de Cd, Cu, Pb, Zn et Fe dans chacun des tissus mous des spécimens d'Anodonta grandis utilisés dans les expériences de transfert de bivalves sont données aux Tableaux 4.1 à 4.5. Le poids moyen des tissus individuels et des tissus mous totaux est présenté dans le Tableau 4.6. Par ailleurs, les concentrations moyennes de Cd, Cu, Pb, Zn et Fe reconstituées avec l'équation (3.1) pour l'ensemble des tissus mous, en utilisant des concentrations données dans les Tableaux 4.1 à 4.5 et les poids des tissus donnés dans le Tableau 4.6, sont présentées dans les Tableaux 4.1 à 4.5. On notera qu'une valeur de concentration ($t=0$; reste des tissus; série des indigènes du lac Joannès) a dû être calculée, pour chacun des Tableaux 4.1 à 4.5, à partir des valeurs obtenues aux autres temps pour cette même série. Ce calcul a été rendu nécessaire parce qu'une erreur grossière s'était glissée, vraisemblablement dans la mesure du poids de ces tissus, lors de l'analyse.

4.1.2 Variation temporelle des concentrations de métaux dans les tissus mous

Un examen des Tableaux 4.4 et 4.5 montre que les concentrations de zinc et de fer dans l'ensemble des tissus de A. grandis ne présentent pas de variation temporelle si on considère qu'un coefficient de variation de l'ordre de 30% peut être attaché à chacune des valeurs de ces tableaux; des coefficients de variation de cet ordre, attribuables vraisemblablement à une variabilité d'ordre biologique plutôt qu'analytique, ont en effet été observés pour ces deux métaux dans les tissus mous d'individus de A. grandis prélevés à une station et à une date donnée (Tessier et al., 1986). Cette absence de variation temporelle n'est pas surprenante, étant donné que les concentrations de zinc et de fer étaient semblables dans les bivalves indigènes des deux lacs.

Tableau 4.1 Concentrations de cadmium dans les tissus mous des spécimens de A. grandis sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert.

t (jours)	[Cd] (ug/g)					Tissus ^a Mous
	Branchies	Manteau	Hepato pancreas	Reste Glochidia		
Organismes demeures dans le lac Brompton						
0	12.3	11.7	5.6	8.1		8.9
8	16.8	11.7	4.7	5.2		7.7
21	11.2	9.9	4.6	7.1		7.8
36	11.3	12.6	2.8	5.4		7.1
71	8.3	15.7	0.6	6.4		7.6
133	9.3	19.9	3.2	6.8	2.4	7.4
Organismes transférés du lac Brompton au lac Joannes						
0	12.3	11.7	5.6	8.1		8.9
7	16.6	15.4	6.4	7.7		10.1
20	23.4	16.9	12.5	8.9		14.1
69	37.0	22.8	27.3	11.9		17.7
132	47.8	29.4	19.0	10.4		23.6
Organismes demeures dans le lac Joannes						
0	217.5	57.3	36.7	33.7 ^b		86.8
6	212.4	49.9	36.8	26.5		69.0
19	234.1	52.8	55.5	30.5		80.5
69	301.9	61.8	51.7	35.2		104.3
131	285.4	89.6	75.3	42.5	79.5	98.8
Organismes transférés du lac Joannes au lac Brompton						
0	217.5	57.3	36.7	33.7		86.8
5	223.0	50.5	34.6	37.2		71.7
18	239.4	49.7	51.7	33.9		79.1
33	242.2	58.7	39.2	32.9		77.2
68	174.4	48.0	36.2	21.0		51.9
130	195.2	67.5	38.1	39.3	45.6	64.3

^a Calculé avec l'équation (3.1).

^b Moyenne des valeurs obtenues pour cette série aux temps 6, 19, 69 et 131 jours.

Tableau 4.2 Concentrations de cuivre dans les tissus mous des spécimens de A. grandis sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert.

t (jours)	[Cu] (ug/g)					Tissus Mous ^a
	Branchies	Manteau	Hepato pancreas	Reste Glochidia		
Organismes demeures dans le lac Brompton						
0	13.9	5.9	10.8	5.8		7.8
8	15.2	7.0	10.9	4.7		7.3
21	13.0	5.1	11.5	4.5		6.7
36	14.3	4.7	15.5	4.3		6.9
71	9.6	4.4	11.5	4.3		6.1
133	7.7	5.3	10.5	4.1	10.9	7.1
Organismes transférés du lac Brompton au lac Joannes						
0	13.9	5.9	10.8	5.8		7.8
7	18.1	8.0	15.1	6.5		9.7
20	27.8	11.0	24.3	6.0		14.0
69	92.4	14.7	34.5	7.8		20.5
132	78.6	35.2	28.9	8.8		32.0
Organismes demeures dans le lac Joannes						
0	218.0	23.6	16.5	12.6 ^b		68.9
6	232.0	26.3	23.8	10.2		59.4
19	223.0	18.2	29.5	8.2		58.1
69	294.0	30.9	20.7	10.8		82.0
131	242.0	38.9	34.6	21.0	78.8	72.3
Organismes transférés du lac Joannes au lac Brompton						
0	218.0	23.6	16.5	12.6		68.9
5	171.0	21.4	18.0	12.2		42.3
18	206.0	23.5	19.2	9.7		51.8
33	185.0	22.3	17.4	8.4		44.8
68	139.0	17.6	12.7	5.2		29.0
130	186.0	19.3	16.3	9.3	44.5	44.5

^a Calculé avec l'équation (3.1).

^b Moyenne des valeurs obtenues pour cette série aux temps 6, 19, 69 et 131 jours.

Tableau 4.3 Concentrations de plomb dans les tissus mous des spécimens de A. grandis sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert.

t (jours)	[Pb] (ug/g)					
	Branchies	Manteau	Hepato pancreas	Reste	Glochidia	Tissus Mous ^a
Organismes demeures dans le lac Brompton						
0	4.4	3.4	2.8	3.2		3.4
8	5.0	3.5	2.3	2.4		2.9
21	4.1	2.1	1.5	2.0		2.3
36	2.3	1.6	1.5	1.2		1.4
71	1.8	1.6	2.0	1.2		1.5
133	4.2	2.9	2.6	1.9	1.5	2.3
Organismes transférés du lac Brompton au lac Joannes						
0	4.4	3.4	2.8	3.2		3.4
7	6.4	3.5	3.9	5.4		5.1
20	4.9	4.2	3.4	3.5		3.9
69	6.3	2.3	4.4	2.2		2.8
132	6.6	6.3	6.3	2.7		4.7
Organismes demeures dans le lac Joannes						
0	29.1	13.0	10.8	6.8 ^b		14.4
6	46.6	12.6	10.7	8.3		17.0
19	31.0	9.7	11.2	5.0		12.1
69	33.6	7.5	4.5	4.8		12.0
131	36.4	9.2	8.6	9.0	10.7	13.7
Organismes transférés du lac Joannes au lac Brompton						
0	29.1	13.0	10.8	6.8		14.4
5	34.6	10.6	7.9	6.4		12.2
18	30.7	7.1	6.1	4.6		10.3
33	25.9	6.5	4.3	3.8		8.5
68	18.0	5.5	3.6	3.7		6.2
130	22.7	7.7	4.0	6.0	4.6	7.7

^a Calculé avec l'équation (3.1).

^b Moyenne des valeurs obtenues pour cette série aux temps 6, 19, 69 et 131 jours.

Tableau 4.4 Concentrations de zinc dans les tissus mous des spécimens de A. grandis sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert.

t (jours)	[Zn] (ug/g)					Tissus ^a Mous
	Branchies	Manteau	Hepato pancreas	Reste Glochidia		
Organismes demeures dans le lac Brompton						
0	476	160	111	116		178
8	493	209	105	90		165
21	447	140	109	64		137
36	414	201	135	83		153
71	323	162	114	86		144
133	483	212	127	91	118	162
Organismes transférés du lac Brompton au lac Joannes						
0	476	160	111	116		178
7	494	241	133	113		195
20	369	164	133	117		188
69	721	172	211	106		196
132	373	308	173	102		212
Organismes demeures dans le lac Joannes						
0	405	136	138	108 ^b		195
6	595	201	115	106		220
19	466	180	136	99		195
69	613	198	103	102		240
131	579	183	149	124	214	227
Organismes transférés du lac Joannes au lac Brompton						
0	405	136	138	108		195
5	491	167	116	108		185
18	439	162	126	100		180
33	466	168	120	87		175
68	350	151	106	73		136
130	596	158	144	104	139	187

^a Calculé avec l'équation (3.1).

^b Moyenne des valeurs obtenues pour cette série aux temps 6, 19, 69 et 131 jours.

Tableau 4.5 Concentrations de fer dans les tissus mous des spécimens de A. grandis sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert,

t (jours)	[Fe] (ug/g)					Tissus ^a Mous
	Branchies	Manteau	Hepato pancreas	Reste Glochidia		
Organismes demeures dans le lac Brompton						
0	2740	1270	1020	1240		1443
8	2430	1080	617	730		1000
21	2120	1080	582	500		833
36	3050	1060	382	590		991
71	2120	930	405	640		921
133	2480	616	290	450	336	651
Organismes transférés du lac Brompton au lac Joannes						
0	2740	1270	1020	1240		1443
7	2210	1190	192	1020		1125
20	1790	1190	935	1120		1279
69	6510	1030	1000	770		1502
132	2130	1190	518	396		958
Organismes demeures dans le lac Joannes						
0	2790	604	965	526 ^b		1186
6	1730	655	357	349		676
19	2060	677	752	662		972
69	3200	767	302	632		1232
131	2860	313	177	460	626	834
Organismes transférés du lac Joannes au lac Brompton						
0	2790	604	965	526		1186
5	2290	786	416	720		975
18	2300	676	537	617		951
33	2110	647	466	551		850
68	2660	689	314	390		791
130	1620	480	144	638	383	622

^a Calculé avec l'équation (3.1).

^b Moyenne des valeurs obtenues pour cette série aux temps 6, 19, 69 et 131 jours.

Tableau 4.6 Poids total^a des différents tissus des spécimens de A. grandis sacrifiés à différents temps lors de l'expérience de transfert.

t (jours)	POIDS (g)					Tissus Mous
	Branchies	Manteau	Hepato pancreas	Reste	Glochidia	
Organismes demeures dans le lac Brompton						
0	1.419	1.449	1.377	4.953		9.198
8	1.192	1.267	1.171	5.033		8.663
21	1.447	1.461	1.180	5.783		9.871
36	1.464	1.559	0.983	6.296		10.302
71	1.845	1.744	1.235	5.644		10.468
133	1.246	1.645	1.125	4.275	3.052	11.343
Organismes transférés du lac Brompton au lac Joannes						
0	1.419	1.449	1.377	4.953		9.198
7	1.236	1.167	1.016	4.436		7.855
20	1.990	1.224	0.794	4.004		8.012
69	0.660	1.014	0.326	3.638		5.638
132	1.143	0.989	0.566	2.348		5.046
Organismes demeures dans le lac Joannes						
0	2.249	1.725	1.057	3.585		8.616
6	2.238	1.555	1.214	5.937		10.944
19	1.976	1.506	1.364	4.546		9.392
69	2.290	1.807	0.865	4.774		9.736
131	1.437	1.534	0.543	3.605	1.968	9.087
Organismes transférés du lac Joannes au lac Brompton						
0	2.249	1.725	1.057	3.585		8.616
5	2.269	1.853	1.356	7.339		12.817
18	2.333	1.921	1.293	6.242		11.789
33	2.198	2.025	1.249	6.266		11.738
68	1.588	2.376	1.203	5.373		10.540
130	1.455	1.502	0.843	4.086	3.776	11.662

^a Poids total de 7 à 10 individus d'un enclos (voir le Tableau 4.7).

Les Tableaux 4.1 à 4.3, par contre, montrent des gradients de concentrations de Cd ($\sim 11x$), Cu ($\sim 10x$) et Pb ($\sim 6x$) importants entre les bivalves indigènes des deux lacs. On y observe des variations temporelles de concentrations de plomb et surtout de cadmium et de cuivre dans l'ensemble des tissus mous des bivalves, suite à leur transfert d'un milieu aquatique à un autre; pour mieux percevoir ces variations, les données sont présentées aux Figures 4.1 à 4.3. De façon générale, les concentrations demeurent constantes dans le temps pour les indigènes des lacs Brompton et Joannès; elles augmentent par contre avec le temps pour les bivalves transférés du lac Brompton au lac Joannès et diminuent pour les bivalves transférés en sens inverse. Cette évolution des concentrations est nettement moins claire pour Pb que pour Cd et Cu. C'est attribuable d'une part à la différence de concentration de plomb dans les organismes qui est plus faible que celles de Cd et Cu, ce qui induit des variations plus faibles de concentrations chez les organismes transférés et, d'autre part à des difficultés d'ordre analytique. En effet, les concentrations de Pb sont trop faibles pour être mesurées par spectrophotométrie d'adsorption atomique à la flamme et il faut donc les déterminer au four au graphite. La mesure par cette dernière technique amène une imprécision assez élevée et est très sensible aux méthodes utilisées pour digérer l'échantillon biologique.

Les variations de concentrations de métaux observées au niveau des organismes entiers le sont généralement aussi dans les tissus individuels, surtout pour Cd et Cu (Tableaux 4.1 à 4.3). Par ailleurs, le Tableau 4.7 montre la répartition du poids et des quantités de métaux entre les différents tissus. Ce dernier tableau montre que les branchies contribuent de façon très appréciable au contenu total en métaux dans A. grandis. On y remarque que la contribution des branchies au contenu en Cd, Cu et Pb est aussi nettement plus élevée pour les bivalves du lac Joannès que pour ceux du lac Brompton, malgré des poids relatifs des branchies assez semblables pour les organismes des deux lacs. De plus, les organismes transférés d'un lac à un autre voient la contribution de leurs branchies tendre vers celle des bivalves indigènes de leur nouvel environnement.

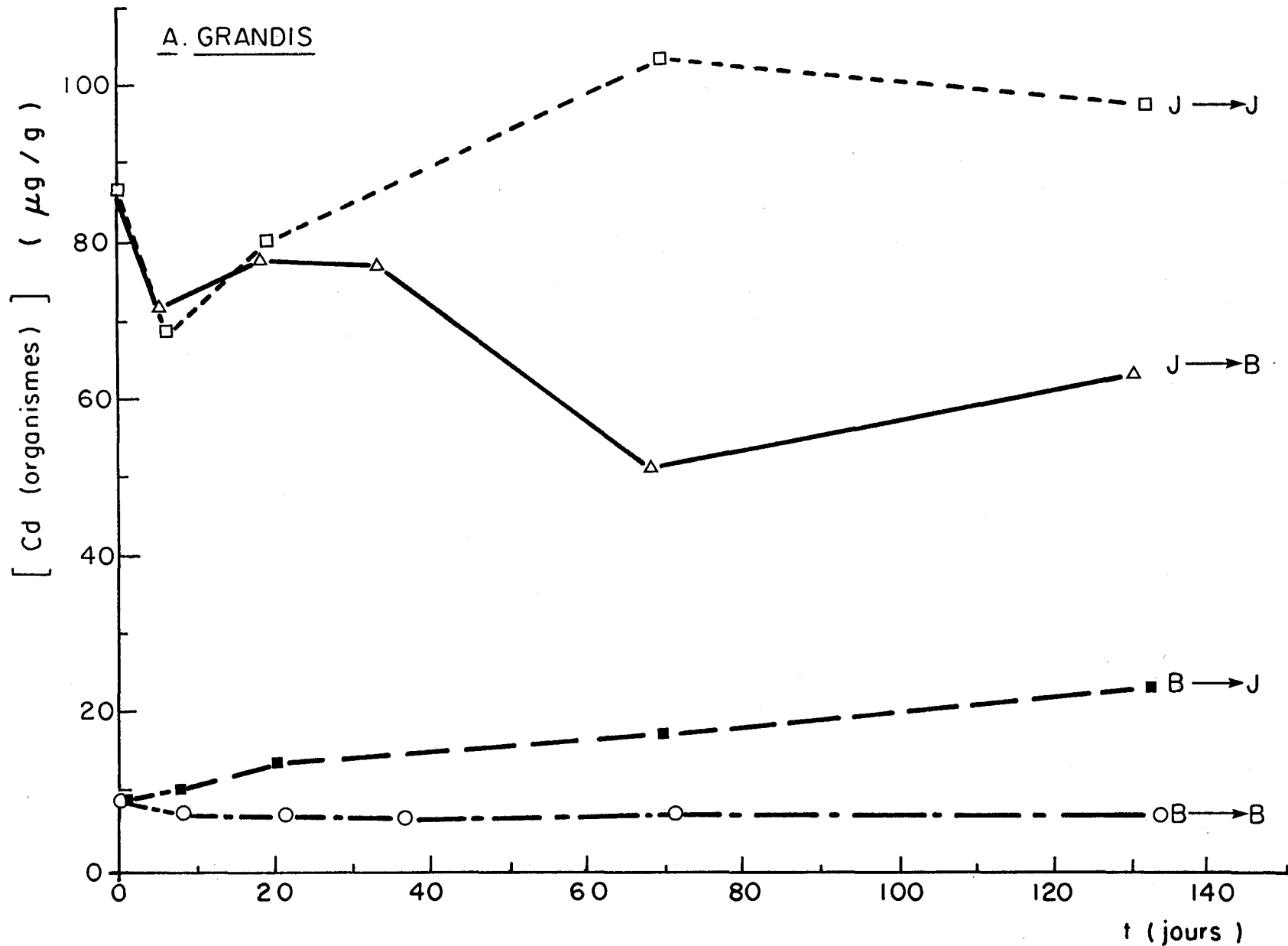


Figure 4.1 Évolution de la concentration de cadmium dans les spécimens de A. grandis soumis à l'expérience de transfert (voir la section 3.1.2.1 pour l'explication des symboles).

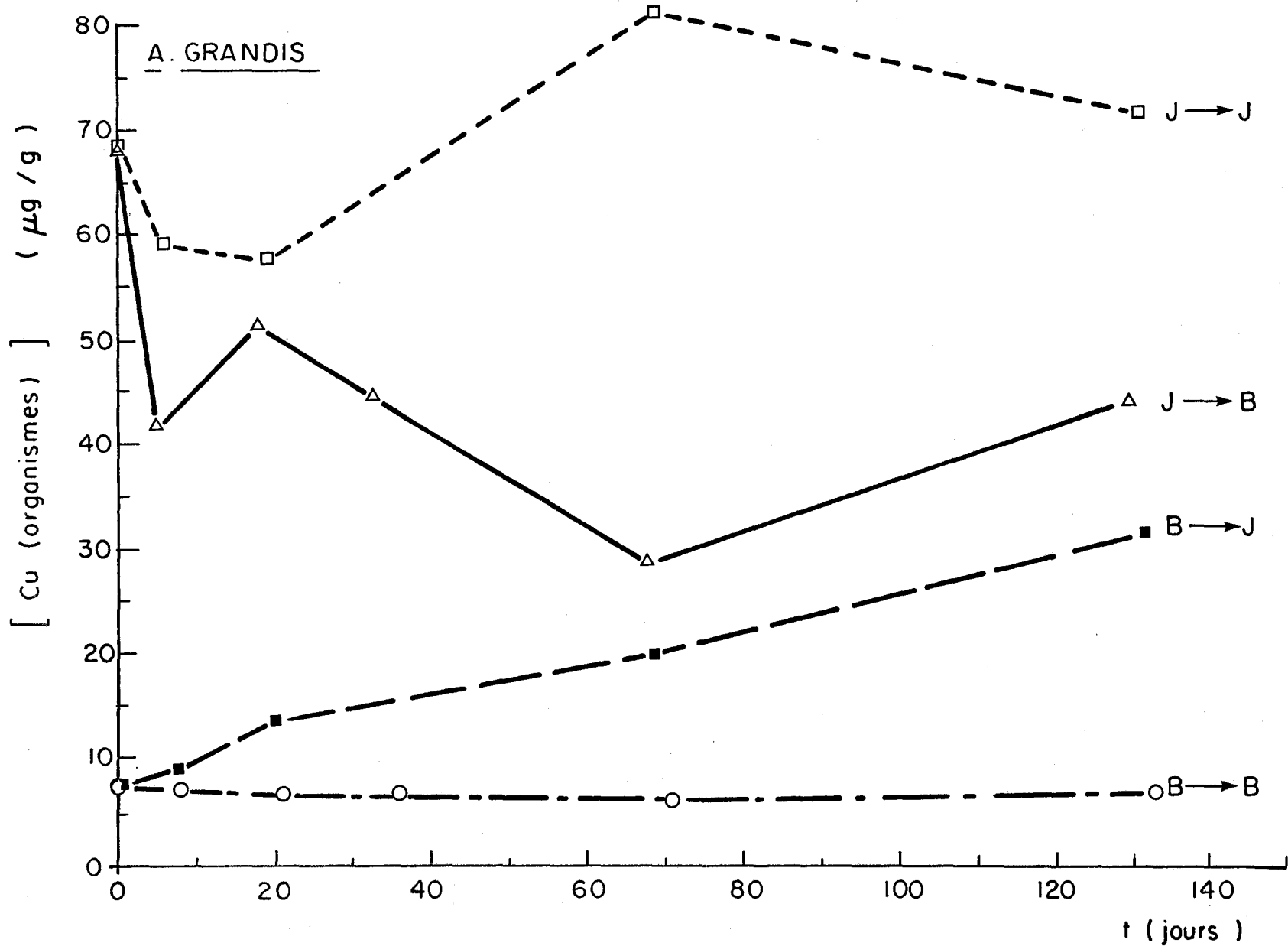


Figure 4.2 Évolution de la concentration de cuivre dans les spécimens de *A. grandis* soumis à l'expérience de transfert (voir la section 3.1.2.1 pour l'explication des symboles).

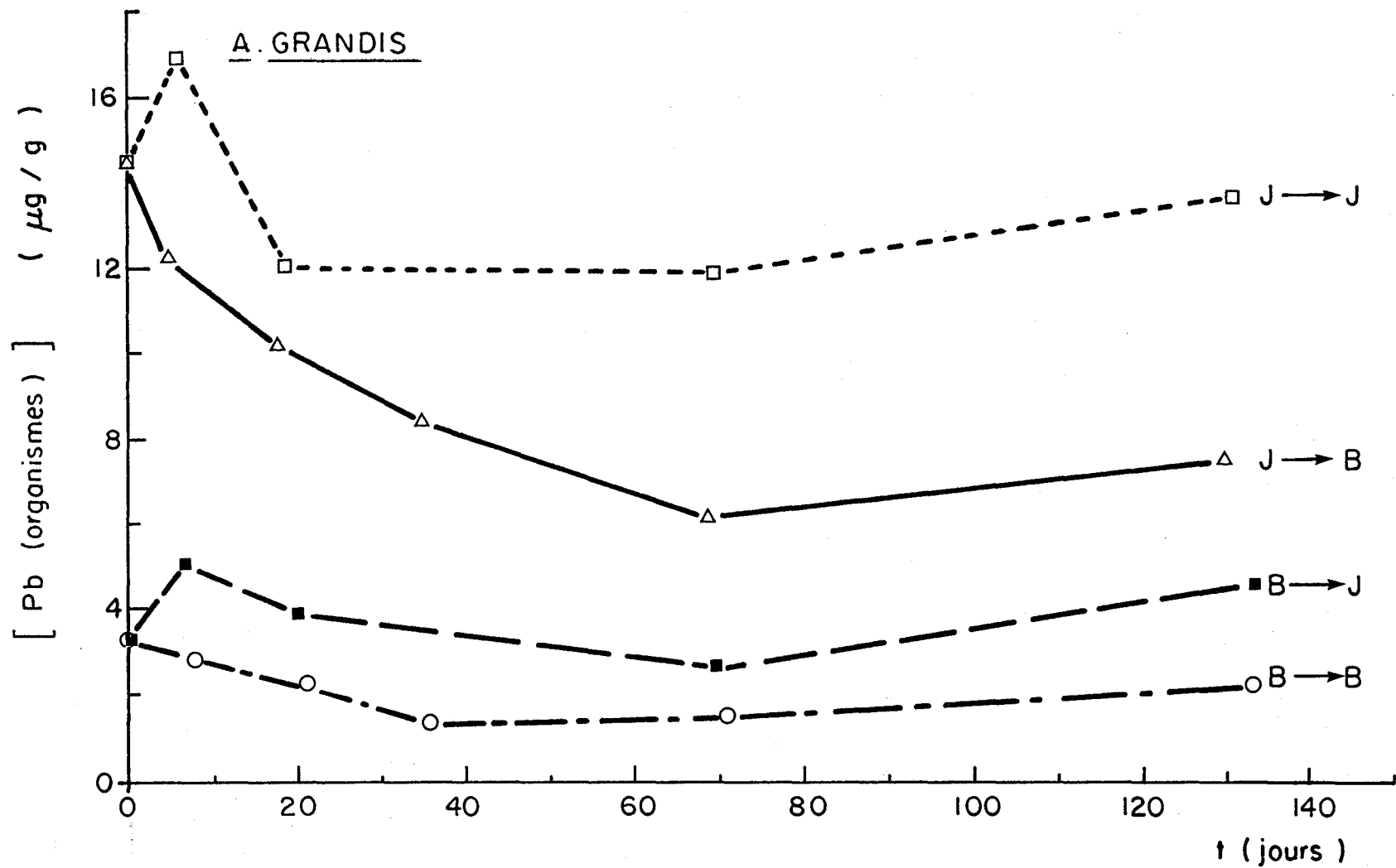


Figure 4.3 Évolution de la concentration de plomb dans les spécimens de A. grandis soumis à l'expérience de transfert (voir la section 3.1.2.1 pour la description des symboles).

Tableau 4.7 Répartition moyenne du poids et des quantités de métaux traces dans les tissus mous des spécimens non gravides de A. grandis utilisés pour les expériences de transfert^a

	(%)			
	Branchies	Manteau	'Hepato pancreas	Reste
Organismes demeures dans le lac Brompton				
Poids sec	15.1	15.4	12.4	57.1
Cd	22.8	24.6	5.9	46.7
Cu	28.4	11.9	21.0	38.6
Pb	22.9	16.5	11.4	49.1
Zn	41.6	17.4	9.0	31.8
Fe	36.8	16.4	7.2	39.2
Organismes transférés du lac Brompton au lac Joannes				
Poids sec	18.1	16.7	11.0	54.3
Cd	31.8	21.9	8.9	37.5
Cu	42.9	14.1	15.6	27.4
Pb	25.8	16.6	11.0	46.5
Zn	42.6	17.8	8.0	31.2
Fe	39.2	16.0	6.0	38.6
Organismes demeures dans le lac Joannes				
Poids sec	22.8	17.2	11.7	48.3
Cd	64.4	11.3	6.4	18.0
Cu	81.9	6.3	4.2	7.6
Pb	57.1	13.3	8.2	21.4
Zn	54.8	14.3	7.3	23.8
Fe	54.8	11.8	7.3	26.0
Organismes transférés du lac Joannes au lac Brompton				
Poids sec	19.5	18.1	11.2	51.2
Cd	57.9	13.5	6.2	22.4
Cu	76.5	8.8	4.1	10.6
Pb	52.6	15.0	6.9	25.5
Zn	47.6	16.8	8.0	27.6
Fe	49.6	13.4	6.4	30.8

^a Les données obtenues à des dates où certains spécimens étaient gravides n'ont pas été utilisées pour les calculs.

4.1.3 Conditions physiques

Le Tableau 4.8 montre, entre autres, le nombre d'individus vivants récoltés de chaque enclos à différents temps, ainsi que l'indice de condition moyen de ces individus. On constate dans ce tableau que les organismes transférés du lac Brompton au lac Joannès ont subi des mortalités à partir de temps entre 20 et 69 jours; lors du dernier prélèvement ($t \approx 130$ j), un examen visuel, par un plongeur, des enclos encore occupés a révélé une moyenne de 2 mortalités par enclos pour la série des organismes transférés du lac Brompton au lac Joannès, ce qui n'était pas le cas des autres séries. Par ailleurs, l'indice de condition des bivalves indigènes du lac Brompton (valeur moyenne de 0.157) est nettement plus élevé que celui des bivalves indigènes du lac Joannès (valeur moyenne de 0.108). L'indice de condition varie avec le temps pour toutes les séries; pour mieux percevoir ces variations, les données sont portées en graphique à la Figure 4.4. Cette figure montre clairement que l'indice de condition des bivalves transférés du lac Brompton au lac Joannès diminue de façon très appréciable et tend vers les valeurs observées pour les bivalves du lac Joannès. Mentionnons finalement que les Tableaux 4.1 à 4.6 nous indiquent également que la population des bivalves transférés du lac Brompton au lac Joannès était la seule à n'avoir aucun individu gravide lors du dernier prélèvement ($t \sim 130$ jours). Tous ces faits confirment donc une détérioration de la condition physique des bivalves transférés du lac Brompton au lac Joannès.

4.2 Étude de facteurs abiotiques qui influencent l'accumulation de métaux chez les bivalves

4.2.1 Profils des concentrations dans les eaux interstitielles

Les concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Ca, Mg, Na, K, SO_4 , de carbone organique et inorganique, ainsi que les valeurs de couleur et de pH sont présentées, en fonction de la profondeur dans les sédiments, dans les Tableaux 4.9 à 4.17 pour les lacs étudiés au cours de l'été dernier (1986). On remarque, dans ces tableaux, que les concentrations de Pb dissous sont

Tableau 4.8 Nombre d'individus sacrifiés à différents temps de l'expérience de transfert ainsi que leurs valeurs moyennes de longueur, poids de tissus mous, poids de coquille et indice de condition

t (jours)	Nombre	Longueur Moyenne (cm)	POIDS MOYEN (g)		Indice * Condition
			Tissus Mous	Coquille	
Organismes demeures dans le lac Brompton					
0	10	7.8	0.920	5.556	0.142
8	10	7.5	0.866	5.120	0.145
21	9	7.7	1.097	5.852	0.158
36	10	7.5	1.030	5.227	0.165
71	10	7.8	1.047	5.332	0.164
133	9	8.0	1.260	6.269	0.167
Organismes transférés du lac Brompton au lac Joannes					
0	10	7.8	0.920	5.556	0.142
7	10	7.4	0.786	4.594	0.146
20	10	7.5	0.801	5.052	0.137
69	7	7.7	0.805	5.722	0.123
132	8	7.4	0.631	4.966	0.113
Organismes demeures dans le lac Joannes					
0	10	8.3	0.862	7.998	0.097
6	10	8.1	1.094	8.410	0.115
19	9	8.1	1.044	7.614	0.121
69	10	8.3	0.974	8.295	0.105
131	10	8.1	0.909	8.026	0.102
Organismes transférés du lac Joannes au lac Brompton					
0	10	8.3	0.862	7.998	0.097
5	10	8.5	1.282	9.072	0.124
18	10	8.4	1.179	9.077	0.115
33	10	8.4	1.174	9.065	0.115
68	10	8.4	1.054	8.710	0.108
130	10	8.4	1.166	9.259	0.112

* Calculé avec l'équation 3.2

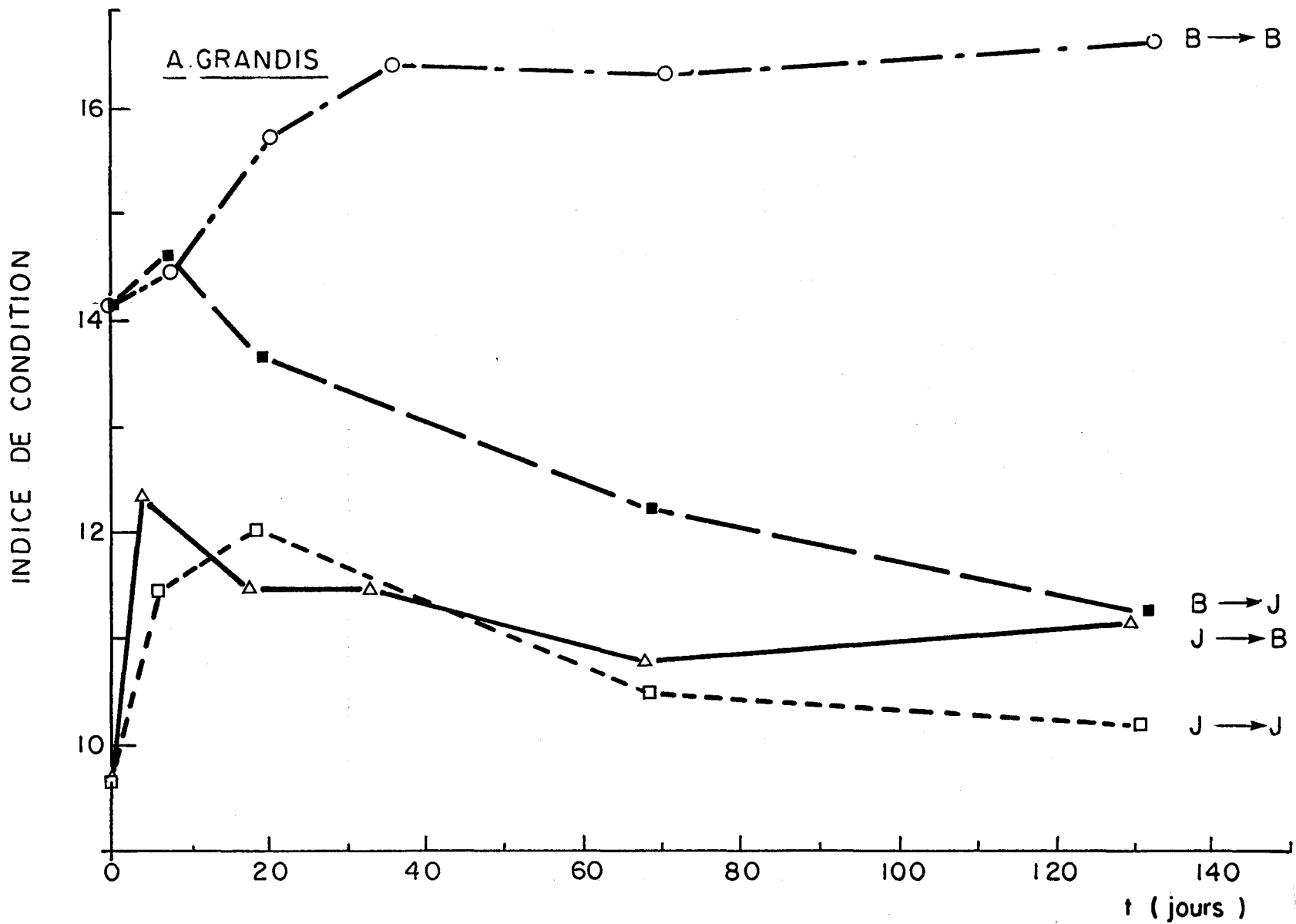


Figure 4.4 Évolution de la condition des spécimens de A. grandis soumis à l'expérience de transplantation voir la section 3.1.2.1 pour la description des symboles).

Tableau 4.9 Lac Aylmer - Station A-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur* (cm)	Na (uM)	K (uM)	Ca (uM)	Mg (uM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Fe (uM)	Cd (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH	C inorg (mM)	C org mg/L	couleur (Hazen)	SO4 (uM)

DIALYSEUR NO 1															
eau						2.82		0.098							
+4 a +5	-	-	127	-	45.6	2.1	1.13	<0.9	<5	83	7.43	0.52	9.1	35.5	57
+3 a +4	-	-	-	148	22.0	1.8	1.31	<0.9	<5	85	7.36	-	-	-	55
+2 a +3	73.9	12.8	-	-	22.0	2.8	1.32	<0.9	<5	95	7.33	0.45	9.5	-	57
+1 a +2	-	-	125	-	23.6	2.9	1.09	<0.9	<5	61	7.29	-	-	-	59
0 a +1	-	-	-	147	26.8	1.7	1.02	<0.9	<5	83	7.16	0.62	8.5	-	56
-1 a 0	82.6	17.9	-	-	25.2	4.6	0.43	<0.9	<5	135	7.07	-	-	-	55
-2 a -1	-	-	197	-	22.0	3.7	0.84	<0.9	<5	353	7.10	1.36	8.6	-	30
-3 a -2	-	-	-	217	29.9	2.9	21.46	<0.9	<5	433	7.02	-	-	-	9
-4 a -3	95.7	20.5	-	-	26.8	4.4	25.06	<0.9	<5	675	6.88	1.8	13.7	-	4
-5 a -4	-	-	264	-	22.0	3.2	77.00	<0.9	<5	523	-	-	-	-	3

DIALYSEUR NO 2															
eau						2.68		0.116							
+4 a +5	-	-	122	-	22.0	2.6	1.10	<0.9	<5	73	7.49	0.49	8.7	35.3	58
+3 a +4	-	-	-	144	22.0	2.8	1.62	<0.9	<5	75	7.49	-	-	35	58
+2 a +3	73.9	12.8	-	-	26.8	2.9	1.15	<0.9	<5	58	7.47	0.54	9.4	-	58
+1 a +2	-	-	122	-	26.8	2.6	1.09	<0.9	<5	43	7.44	-	-	35	58
0 a +1	-	-	-	142	28.3	3.1	0.93	<0.9	<5	49	7.35	0.77	10	-	58
-1 a 0	78.3	17.9	-	-	31.5	3.4	2.76	<0.9	<5	58	7.13	-	-	31	54
-2 a -1	-	-	180	-	25.2	4.0	4.92	<0.9	<5	261	7.06	1.11	7.2	-	29
-3 a -2	-	-	-	193	9.4	3.5	105.61	<0.9	5	665	7.07	-	-	28	5
-4 a -3	91.3	17.9	-	-	6.3	3.1	75.21	<0.9	<5	545	7.08	1.6	8.8	-	1
-5 a -4	-	-	302	-	7.9	3.2	96.69	<0.9	<5	641	7.05	-	-	60	2

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

Tableau 4.10 Lac Aylmer - Station A-02. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur*	Na	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Fe	Cd	Pb	Ni	pH	C inorg	C org	couleur	SG4
(cm)	(uM)	(uM)	(uM)	(uM)	(nM)	(nM)	(uM)	(nM)	(nM)	(nM)		(mM)	mg/L	(Hazen)	(uM)

DIALYSEUR NO 1															
eau								0.071							
+4 a +5	-	-	127	-	44.1	4.1	0.98	<0.9	<5	58	7.10	0.47	8.6	-	65
+3 a +4	-	-	-	144	47.2	5.7	1.68	<0.9	<5	80	7.17	-	-	36.2	64
+2 a +3	73.9	12.8	-	-	62.9	6.7	4.83	<0.9	<5	61	7.04	0.59	9	-	63
+1 a +2	-	-	120	-	69.2	7.7	9.32	<0.9	<5	80	6.82	-	-	48.5	63
0 a +1	-	-	-	177	121.2	9.2	60.86	<0.9	<5	252	6.73	1.13	10.7	-	48
-1 a 0	76.3	23.0	-	-	81.8	21.4	25.07	<0.9	<5	474	6.75	-	-	122	21
-2 a -1	-	-	215	-	99.1	26.2	32.25	<0.9	<5	591	6.75	1.88	15.1	-	8
-3 a -2	-	-	-	281	118.0	25.7	59.09	<0.9	<5	840	6.76	-	-	145	2
-4 a -3	82.6	25.6	-	-	135.3	40.7	84.16	<0.9	<5	637	6.71	1.98	25.7	-	<1
-5 a -4	-	-	232	-	141.6	48.3	103.86	<0.9	<5	849	6.68	-	-	212	<1

DIALYSEUR NO 2															
eau								0.107							
+4 a +5	-	-	135	-	47.2	6.0	1.55	<0.9	<5	94	7.25	-	-	-	66
+3 a +4	-	-	-	142	53.5	9.3	1.47	<0.9	<5	75	7.19	0.49	9.1	36	61
+2 a +3	69.6	12.8	-	-	45.6	6.7	1.98	<0.9	<5	72	7.10	-	-	-	61
+1 a +2	-	-	130	-	53.5	8.0	2.53	<0.9	<5	66	6.97	0.57	8	33.5	64
0 a +1	-	-	-	142	62.9	8.4	1.65	<0.9	<5	68	6.94	-	-	-	65
-1 a 0	73.9	10.2	-	-	99.1	10.6	3.19	<0.9	<5	68	7.02	0.86	8.3	26.5	63
-2 a -1	-	-	132	-	59.8	6.6	1.59	<0.9	<5	55	7.02	-	-	-	62
-3 a -2	-	-	-	141	85.0	7.8	2.86	<0.9	<5	37	7.01	1.16	12.6	63	62
-4 a -3	69.6	10.2	-	-	122.7	15.1	17.02	<0.9	<5	112	6.99	-	-	-	61
-5 a -4	-	-	110	-	132.2	35.9	32.63	<0.9	<5	268	6.96	1.3	12.2	64	51

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

Tableau 4.11 Lac Massawippi - Station MA-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur*	Na	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Fe	Cd	Pb	Ni	pH	C inorg	C org	couleur	SO4
(cm)	(uM)	(uM)	(uM)	(uM)	(nM)	(nM)	(uM)	(nM)	(nM)	(nM)		(mM)	ug/L	(Hazen)	(uM)

DIALYSEUR NO 1															
eau					5.1	0.90		0.045		11.9					
+4 a +5	-	-	696	-	5.0	<0.5	0.79	<0.9	<5	<26	8.12	1.61	4.4	-	111
+3 a +4	-	-	-	172	5.0	<0.5	0.41	<0.9	<5	<26	8.29	-	-	7	110
+2 a +3	178	28.1	-	-	9.4	<0.5	0.95	<0.9	<5	<26	8.39	1.59	4.8	-	109
+1 a +2	-	-	726	-	9.4	<0.5	0.34	<0.9	<5	<26	8.50	-	-	7.2	106
0 a +1	-	-	-	197	9.4	0.9	1.48	<0.9	<5	<26	8.51	1.59	4.8	-	91
-1 a 0	183	43.5	-	-	7.9	1.1	91.32	<0.9	<5	41	7.74	-	-	32.8	31
-2 a -1	-	-	941	-	4.7	<0.5	325.89	<0.9	<5	95	7.58	2.39	6.3	-	4
-3 a -2	-	-	-	208	3.1	<0.5	286.50	<0.9	<5	60	7.38	-	-	860	<1
-4 a -3	196	56.3	-	-	4.7	<0.5	193.39	<0.9	<5	29	7.27	2.43	8.1	-	1
-5 a -4	-	-	983	-	122.7	0.5	143.25	<0.9	<5	<26	7.20	-	-	257	<1

DIALYSEUR NO 2															
eau					3.5	0.8		0.053		13.6					
+4 a +5	-	-	689	-	9.4	<0.5	0.27	<0.9	<5	<26	8.50	1.73	5.5	-	111
+3 a +4	-	-	-	172	7.9	<0.5	0.40	<0.9	<5	<26	8.42	-	-	6.2	108
+2 a +3	187	28.1	-	-	7.9	0.5	0.39	<0.9	<5	<26	8.41	1.65	4.4	-	103
+1 a +2	-	-	681	-	7.9	0.5	0.50	<0.9	<5	<26	8.34	-	-	7.2	105
0 a +1	-	-	-	170	6.3	0.8	1.34	<0.9	<5	<26	8.08	1.68	5.3	-	105
-1 a 0	187	33.2	-	-	7.9	0.9	91.29	<0.9	<5	31	7.47	-	-	40.8	65
-2 a -1	-	-	906	-	6.3	1.7	290.08	<0.9	<5	34	7.33	2.78	6.2	-	8
-3 a -2	-	-	-	227	4.7	1.8	202.34	<0.9	<5	26	7.21	-	-	73.2	8
-4 a -3	187	53.7	-	-	4.7	0.9	232.78	<0.9	<5	<26	7.17	3.83	8.9	-	<1
-5 a -4	-	-	1083	-	3.1	0.5	227.41	<0.9	<5	<26	7.08	-	-	70.8	1

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

Tableau 4.12 Lac Memphrémagog - Station ME-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur*	Na	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Fe	Cd	Pb	Ni	pH	C inorg	C org	couleur	SO ₄
(cm)	(µM)	(µM)	(µM)	(µM)	(nM)	(nM)	(µM)	(nM)	(nM)	(nM)		(mM)	mg/L	(Hazen)	(µM)

DIALYSEUR NO 1															
eau					3.8	0.86		0.036		9.9					
+4 a +5	-	-	382	-	6.3	1.1	0.24	<0.9	<5	<26	7.94	0.93	3.9	-	84
+3 a +4	-	-	-	94	6.3	0.6	0.38	<0.9	<5	<26	7.87	-	-	5.9	82
+2 a +3	165	20.5	-	-	4.7	0.9	0.31	<0.9	<5	<26	7.88	0.9	4.8	-	81
+1 a +2	-	-	369	-	4.7	<0,5	0.26	<0.9	<5	<26	7.84	-	-	5.9	80
0 a +1	-	-	-	93	6.3	<0,5	0.21	<0.9	<5	<26	7.68	0.92	4.8	-	80
-1 a 0	165	23.0	-	-	6.3	<0,5	0.42	<0.9	<5	<26	7.21	-	-	7	62
-2 a -1	-	-	417	-	6.3	<0,5	0.37	<0.9	<5	<26	7.14	1.43	5.3	-	61
-3 a -2	-	-	-	114	<3,1	0.8	41.17	<0.9	<5	29	7.09	-	-	59.1	50
-4 a -3	165	23.0	-	-	<3,1	<0,5	59.09	<0.9	<5	29	7.06	1.88	5.7	-	29
-5 a -4	-	-	447	-	3.1	0.8	80.58	<0.9	<5	29	6.96	-	-	64.2	4

DIALYSEUR NO 2															
eau					4.3	0.75		0.027		6.8					
+4 a +5	-	-	387	-	3.1	0.5	0.14	<0.9	<5	<26	7.48	0.97	5.4	-	81
+3 a +4	-	-	-	93	3.1	0.6	0.20	<0.9	<5	<26	7.53	-	-	6.2	81
+2 a +3	165	20.5	-	-	4.7	0.6	0.26	<0.9	<5	<26	7.55	1	5.2	-	81
+1 a +2	-	-	377	-	3.1	1.2	0.90	<0.9	<5	<26	7.37	-	-	5.9	81
0 a +1	-	-	-	94	4.7	<0,5	0.26	<0.9	<5	<26	6.93	-	-	-	78
-1 a 0	165	20.5	-	-	7.9	<0,5	1.13	<0.9	<5	<26	6.89	-	-	10	88
-2 a -1	-	-	439	-	6.3	<0,5	40.67	<0.9	<5	32	6.80	-	-	-	78
-3 a -2	-	-	-	128	6.3	<0,5	87.74	<0.9	<5	75	6.75	1.97	8.9	92.8	26
-4 a -3	165	25.6	-	-	6.3	<0,5	80.58	<0.9	<5	63	6.64	2.11	8.6	-	0
-5 a -4	-	-	554	-	4.7	<0,5	102.06	<0.9	<5	58	6.70	1.98	8.4	78	17

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

Tableau 4.13 Lac of Bays - Station LB-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur* Na	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Fe	Cd	Pb	Ni	pH	C inorg	C org	couleur	SO4
(cm)	(uM)	(uM)	(uM)	(nM)	(nM)	(uM)	(nM)	(nM)	(nM)		(nM)	(ug/L)	(Hazen)	(uM)

DIALYSEUR NO 1														
eau				4.9			0.107		<3					
+4 a +5	-	-	64.9	-	7.9	36.4	0.36	<0.9	<5	<26	6.82	0.16	6.3	- 78
+3 a +4	-	-	-	33.3	4.7	38.8	0.28	<0.9	<5	<26	6.79	-	-	4.8 77
+2 a +3	43.5	10.2	-	-	4.7	44.2	0.21	<0.9	<5	<26	6.82	0.14	5.8	- 77
+1 a +2	-	-	64.9	-	4.7	40.1	0.39	<0.9	<5	<26	6.77	-	-	4.9 76
0 a +1	-	-	-	34.1	4.7	43.0	0.17	<0.9	<5	<26	6.77	0.17	5.1	- 76
-1 a 0	43.5	7.7	-	-	4.7	39.5	0.18	<0.9	<5	<26	6.71	-	-	5 77
-2 a -1	-	-	64.9	-	4.7	70.5	0.08	<0.9	<5	<26	6.59	0.27	5	- 84
-3 a -2	-	-	-	39.5	9.4	302.8	0.22	0.9	<5	<26	6.15	-	-	4.2 79
-4 a -3	52.2	12.8	-	-	4.7	240.1	8.30	<0.9	<5	<26	6.24	0.66	9.5	- 50
-5 a -4	-	-	94.8	-	66.1	211.0	50.14	<0.9	<5	<26	6.38	-	-	15 24

DIALYSEUR NO 2														
eau				4.9			0.089		<3					
+4 a +5	-	-	62.4	-	3.1	36.2	0.22	<0.9	<5	<26	6.89	0.18	6.9	- 76
+3 a +4	-	-	-	33.7	7.9	39.9	0.17	<0.9	<5	<26	6.88	-	-	5 76
+2 a +3	43.5	7.7	-	-	3.1	38.4	0.22	<0.9	<5	<26	6.88	0.14	5	- 77
+1 a +2	-	-	62.4	-	6.3	38.8	0.12	<0.9	<5	<26	6.80	-	-	5.4 77
0 a +1	-	-	-	32.9	3.1	42.7	0.17	<0.9	<5	<26	6.74	0.15	4.8	- 77
-1 a 0	43.5	5.1	-	-	4.7	41.9	0.29	<0.9	<5	<26	6.59	-	-	4.8 76
-2 a -1	-	-	72.4	-	7.9	334.9	0.08	1.8	<5	<26	6.36	-	-	- 73
-3 a -2	-	-	-	41.1	4.7	286.0	19.17	<0.9	<5	<26	6.47	-	-	21.6 50
-4 a -3	47.8	10.2	-	-	3.1	192.7	55.51	<0.9	<5	<26	6.74	-	-	- 27
-5 a -4	-	-	94.8	-	3.1	189.6	51.93	<0.9	<5	<26	6.77	-	-	139.2 12

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

Tableau 4.14 Lac St-Nora - Station SN-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur* (cm)	Na (µM)	K (µM)	Ca (µM)	Mg (µM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Fe (µM)	Cd (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH	C inorg (mM)	C org (mg/L)	couleur (Hazen)	SO4 (µM)

DIALYSEUR NO 1															
eau					5.9			0.08		<3					
+4 a +5	-	-	60	-	4.7	26.2	0.52	<0.9	<5	<26	6.86	0.14	5.7	-	69
+3 a +4	-	-	-	25.9	4.7	31.8	0.64	<0.9	<5	<26	6.86	-	-	6	66
+2 a +3	56.5	7.7	-	-	6.3	39.3	0.45	<0.9	<5	<26	6.84	0.17	4.5	-	68
+1 a +2	-	-	57	-	6.3	36.9	0.43	<0.9	<5	<26	6.93	-	-	6	68
0 a +1	-	-	-	25.9	4.7	34.3	0.47	<0.9	<5	<26	6.94	0.11	5.4	-	68
-1 a 0	56.5	5.1	-	-	4.7	14.2	0.45	<0.9	<5	<26	6.85	-	-	7.8	71
-2 a -1	-	-	97	-	3.1	15.1	23.68	<0.9	<5	<26	6.71	0.55	5.2	-	55
-3 a -2	-	-	-	44.4	12.6	2.3	87.74	<0.9	<5	<26	6.78	-	-	69	39
-4 a -3	73.9	12.8	-	-	4.7	<0,5	139.67	<0.9	<5	<26	6.85	-	-	-	8
-5 a -4	-	-	170	-	39.3	<0,5	137.88	<0.9	<5	<26	6.83	-	-	213	1

DIALYSEUR NO 2															
eau					5.3			0.062		<3					
+4 a +5	-	-	55	-	6.3	39.1	0.45	<0.9	<5	<26	6.87	0.19	5.3	-	64
+3 a +4	-	-	-	26.3	6.3	36.5	1.11	<0.9	<5	<26	6.87	-	-	6	63
+2 a +3	52.2	5.1	-	-	3.1	35.6	0.45	<0.9	<5	<26	6.85	0.12	5.9	-	63
+1 a +2	-	-	55	-	3.1	36.1	0.41	<0.9	<5	<26	6.84	-	-	6	63
0 a +1	-	-	-	25.9	4.7	39.3	0.52	<0.9	<5	<26	6.82	0.17	6.5	-	62
-1 a 0	56.5	5.1	-	-	4.7	13.6	3.51	<0.9	<5	<26	6.69	-	-	8.5	62
-2 a -1	-	-	112	-	3.1	9.2	98.48	<0.9	<5	<26	6.64	0.76	5.3	-	26
-3 a -2	-	-	-	41.1	6.3	16.5	213.08	<0.9	<5	<26	6.62	-	-	97	35
-4 a -3	69.6	10.2	-	-	4.7	1.7	127.13	<0.9	<5	<26	6.56	-	-	-	18
-5 a -4	-	-	160	-	6.3	<0,5	157.57	<0.9	<5	<26	6.52	-	-	167	<1

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

Tableau 4.15 Lac Blue Chalk - Station BC-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur* Na	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Fe	Cd	Pb	Ni	pH	C inorg	C org	couleur	SO4
(cm)	(uM)	(uM)	(uM)	(nM)	(nM)	(uM)	(nM)	(nM)	(nM)		(mM)	(mg/L)	(Hazen)	(uM)
DIALYSEUR NO 1														
eau				4.9			0.036		<3					
+4 a +5	-	-	57.4	-	4.7	5.0	0.39	<0.9	<5	<26	7.07	0.21	4.5	- 63
+3 a +4	-	-	-	28.4	4.7	5.2	0.55	<0.9	<5	<26	7.02	-	-	2.2 65
+2 a +3	26.1	5.12	-	-	4.7	4.4	0.27	<0.9	<5	<26	7.19	0.18	4.2	- 69
+1 a +2	-	-	57.4	-	4.7	5.4	0.23	<0.9	<5	<26	7.19	-	-	2.3 64
0 a +1	-	-	-	28.0	4.7	6.3	0.61	<0.9	<5	<26	7.27	0.13	3.1	- 65
-1 a 0	26.1	10.23	-	-	6.3	19.4	2.06	<0.9	<5	<26	7.41	-	-	3.2 55
-2 a -1	-	-	52.4	-	<3,1	23.4	23.20	<0.9	<5	<26	6.92	0.12	4.1	- 40
-3 a -2	-	-	-	23.5	<3,1	0.8	48.35	<0.9	<5	<26	6.57	-	-	11.4 33
-4 a -3	26.1	7.67	-	-	<3,1	<0,5	50.14	<0.9	<5	<26	6.72	-	-	- 29
-5 a -4	-	-	67.4	-	140.1	1.4	19.70	<0.9	<5	<26	6.78	-	-	45 41
DIALYSEUR NO 2														
eau				5.3			0.045		<3					
+4 a +5	-	-	57.4	-	3.1	4.9	0.16	<0.9	<5	<26	7.20	-	-	130 60
+3 a +4	26.1	5.12	-	-	6.3	3.2	0.36	<0.9	<5	<26	7.27	-	-	- 67
+2 a +3	-	-	-	28.4	4.7	3.1	0.09	<0.9	<5	<26	7.25	-	-	82 66
+1 a +2	-	-	54.9	-	4.7	6.1	0.14	<0.9	<5	<26	7.02	0.97	5.6	- 65
0 a +1	26.1	5.12	-	-	4.7	7.2	0.30	<0.9	<5	<26	6.82	-	-	46 67
-1 a 0	-	-	-	26.7	4.7	6.6	17.90	<0.9	<5	<26	-	0.19	3.1	- 50
-2 a -1	-	-	132.2	-	<3,1	<0,5	87.74	<0.9	<5	27	6.90	-	-	4.2 17
-3 a -2	30.4	7.67	-	-	3.1	<0,5	87.74	<0.9	<5	<26	6.86	-	-	- 3
-4 a -3	-	-	-	49.0	3.1	<0,5	123.55	<0.9	<5	<26	6.85	0.22	4.1	2.8 1
-5 a -4	-	-	306.9	-	4.7	<0,5	286.50	<0.9	<5	<26	6.83	0.22	4.9	- <1

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

Tableau 4.16 Lac Harp - Station H-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur* Na	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Fe	Cd	Pb	Ni	pH	C inorg	C org	couleur	SO4
(cm)	(uM)	(uM)	(uM)	(nM)	(nM)	(uM)	(nM)	(nM)	(nM)		(mM)	(ug/L)	(Hazen)	(uM)

DIALYSEUR NO 1														
eau				5.8			0.16		<3					
+4 a +5	-	-	62	-	9.4	31.4	0.41	<0.9	<5	<26	7.04	0.32	7.5	- 65
+3 a +4	-	-	-	33.7	6.3	34.4	0.45	<0.9	<5	<26	7.01	-	-	14.1 65
+2 a +3	39.1	7.7	-	-	7.9	36.2	1.11	<0.9	<5	<26	6.96	0.2	6.3	- 65
+1 a +2	-	-	57	-	6.3	33.5	0.50	<0.9	<5	<26	7.00	-	-	16 66
0 a +1	-	-	-	31.3	6.3	22.3	0.41	<0.9	<5	<26	6.94	-	-	- 70
-1 a 0	43.5	2.6	-	-	4.7	39.9	0.82	<0.9	<5	<26	6.59	-	-	85 52
-2 a -1	-	-	92	-	4.7	6.7	21.48	<0.9	<5	<26	6.77	0.59	7.7	- 24
-3 a -2	-	-	-	51.0	<3,1	<0,5	64.46	<0.9	<5	<26	6.79	-	-	119 7
-4 a -3	60.9	10.2	-	-	3.1	<0,5	59.09	<0.9	<5	<26	6.78	0.8	7.7	- 2
-5 a -4	-	-	170	-	88.1	<0,5	64.46	<0.9	<5	<26	6.70	-	-	117 1

DIALYSEUR NO 2														
eau				6.7			0.12		<3					
+4 a +5	-	-	60	-	6.3	36.5	0.47	<0.9	<5	<26	7.10	0.2	7.4	- 69
+3 a +4	-	-	-	32.5	4.7	35.9	0.47	<0.9	<5	<26	7.08	-	-	14.2 69
+2 a +3	43.5	10.2	-	-	4.7	30.6	0.52	<0.9	<5	<26	7.09	0.18	7.1	- 69
+1 a +2	-	-	57	-	6.3	32.3	0.72	<0.9	<5	<26	7.09	-	-	15.5 68
0 a +1	-	-	-	32.5	6.3	24.2	0.47	<0.9	<5	<26	7.09	0.21	7.3	- 66
-1 a 0	43.5	5.1	-	-	7.9	31.2	0.36	<0.9	<5	<26	7.05	-	-	15.5 51
-2 a -1	-	-	120	-	<3,1	5.8	10.63	<0.9	<5	<26	6.88	0.96	7.3	- 19
-3 a -2	-	-	-	101.2	3.1	2.3	82.37	<0.9	<5	<26	6.86	-	-	144 6
-4 a -3	65.2	15.3	-	-	<3,1	0.5	118.18	<0.9	<5	<26	6.79	-	-	- 3
-5 a -4	-	-	227	-	<3,1	0.5	119.97	<0.9	<5	<26	6.67	-	-	98 1

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

Tableau 4.17 Lac Chub - Station CH-01. Concentrations de métaux, de sulfates, de carbone inorganique et organique, valeurs de pH et de couleur dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment.

profondeur* (cm)	Na (uM)	K (uM)	Ca (uM)	Mg (uM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Fe (uM)	Cd (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH	C inorg (mM)	C org (mg/L)	couleur (Hazen)	SO4 (uM)

DIALYSEUR NO 1															
eau					5.1			0.32		5.5					
+4 a +5	-	-	49.9	-	6.3	111.8	1.88	<0.9	<5	<26	5.93	0.26	7.1	-	69
+3 a +4	-	-	-	24.3	4.7	112.6	1.50	<0.9	<5	<26	5.95	-	-	18.2	69
+2 a +3	21.7	5.1	-	-	4.7	108.6	1.45	<0.9	<5	<26	5.98	0.31	6.7	-	70
+1 a +2	-	-	44.9	-	3.1	92.8	1.45	<0.9	<5	<26	6.02	-	-	18.5	78
0 a +1	-	-	-	24.3	3.1	97.1	1.47	<0.9	<5	<26	6.00	0.28	8.1	-	68
-1 a 0	21.7	5.1	-	-	4.7	146.2	1.54	0.9	<5	<26	5.99	-	-	20.5	66
-2 a -1	-	-	42.4	-	4.7	144.8	10.97	<0.9	<5	<26	6.37	0.74	7.3	-	48
-3 a -2	-	-	-	28.8	6.3	50.6	62.67	<0.9	<5	<26	6.66	-	-	225	15
-4 a -3	21.7	10.2	-	-	11.0	22.6	112.81	<0.9	<5	<26	6.67	-	-	-	9
-5 a -4	-	-	94.8	-	55.1	13.5	145.04	<0.9	<5	<26	6.61	-	-	291	7

DIALYSEUR NO 2															
eau					5.2			0.31		4.5					
+4 a +5	-	-	47.4	-	6.3	97.6	1.65	<0.9	<5	<26	5.97	0.19	7.4	-	71
+3 a +4	-	-	-	24.7	6.3	101.2	1.54	<0.9	<5	<26	5.98	-	-	19	69
+2 a +3	21.7	5.1	-	-	7.9	104.0	1.70	<0.9	<5	<26	6.00	0.3	7.9	-	69
+1 a +2	-	-	47.4	-	7.9	105.2	1.41	<0.9	<5	<26	6.01	-	-	19	72
0 a +1	-	-	-	24.3	7.9	109.0	1.41	<0.9	<5	<26	6.00	0.3	7.3	-	70
-1 a 0	21.7	5.1	-	-	4.7	212.6	1.68	0.9	<5	<26	5.87	-	-	15.5	63
-2 a -1	-	-	79.8	-	<3,1	74.2	64.46	<0.9	<5	<26	6.44	0.75	9.8	-	35
-3 a -2	-	-	-	28.0	3.1	4.4	103.86	<0.9	<5	<26	6.53	-	-	155	14
-4 a -3	21.7	7.7	-	-	3.1	2.8	123.55	<0.9	<5	<26	6.56	-	-	-	8
-5 a -4	-	-	89.8	-	6.3	2.6	100.27	<0.9	<5	<26	6.56	-	-	154	7

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment; eau: valeurs obtenues par injections multiples.

systématiquement plus faibles que la limite de détection par absorption atomique sans flamme (injection simple) et que celles de Cd et Ni le sont dans plusieurs cas. Les concentrations de Cu et Zn, pour leur part, sont très variables d'un lac à l'autre et ne montrent que dans de rares cas des valeurs plus faibles que la limite de détection. Dans tous les cas où les concentrations de métaux dans l'eau surnageante étaient plus faibles que cinq fois la limite de détection, on a procédé à des injections multiples, dans un effort pour obtenir des valeurs numériques fiables; les concentrations obtenues par injections multiples apparaissent dans les tableaux, immédiatement au-dessus des profils, et elles correspondent à des hauteurs d'environ 6-7 cm au-dessus de la surface des sédiments. Les concentrations de certains métaux traces et d'autres paramètres dans les eaux interstitielles et surnageantes sont données dans l'annexe A.2 (Tableaux A.2.1 à A.2.15) pour des lacs que nous avons étudiés au cours des années antérieures; ces résultats seront utilisés pour l'interprétation des résultats de l'été 1986.

Les Figures 4.5 à 4.9 montrent les profils de concentrations de Cu, Zn, Fe et sulfates, de même que ceux du pH obtenus à différentes stations; les valeurs moyennes des deux dialyseurs y sont représentées. Ces figures permettent de visualiser d'un simple coup d'oeil les gammes de concentrations et les directions des flux à l'interface eau-sédiment. De plus, les Figures 4.7 et 4.8 suggèrent que la couche de sédiments prélevée pour l'analyse (couche 0 à -0.5 cm) était oxydée, sauf peut-être pour la station MA-01. En effet, le fer dissous diffuse vers l'interface sédiment-eau jusqu'à une profondeur de -0.5 à -1.5 cm où il est oxydé et précipité sous forme d'oxyhydroxyde ferrique (Figure 4.7), ce qui suggère fortement la présence d'oxygène à ces profondeurs; la seule exception est la station MA-01. Les sulfates, pour leur part, diffusent vers le sédiment où ils ne commencent à être réduits qu'à des profondeurs plus grandes que -0.5 cm (Figure 4.8).

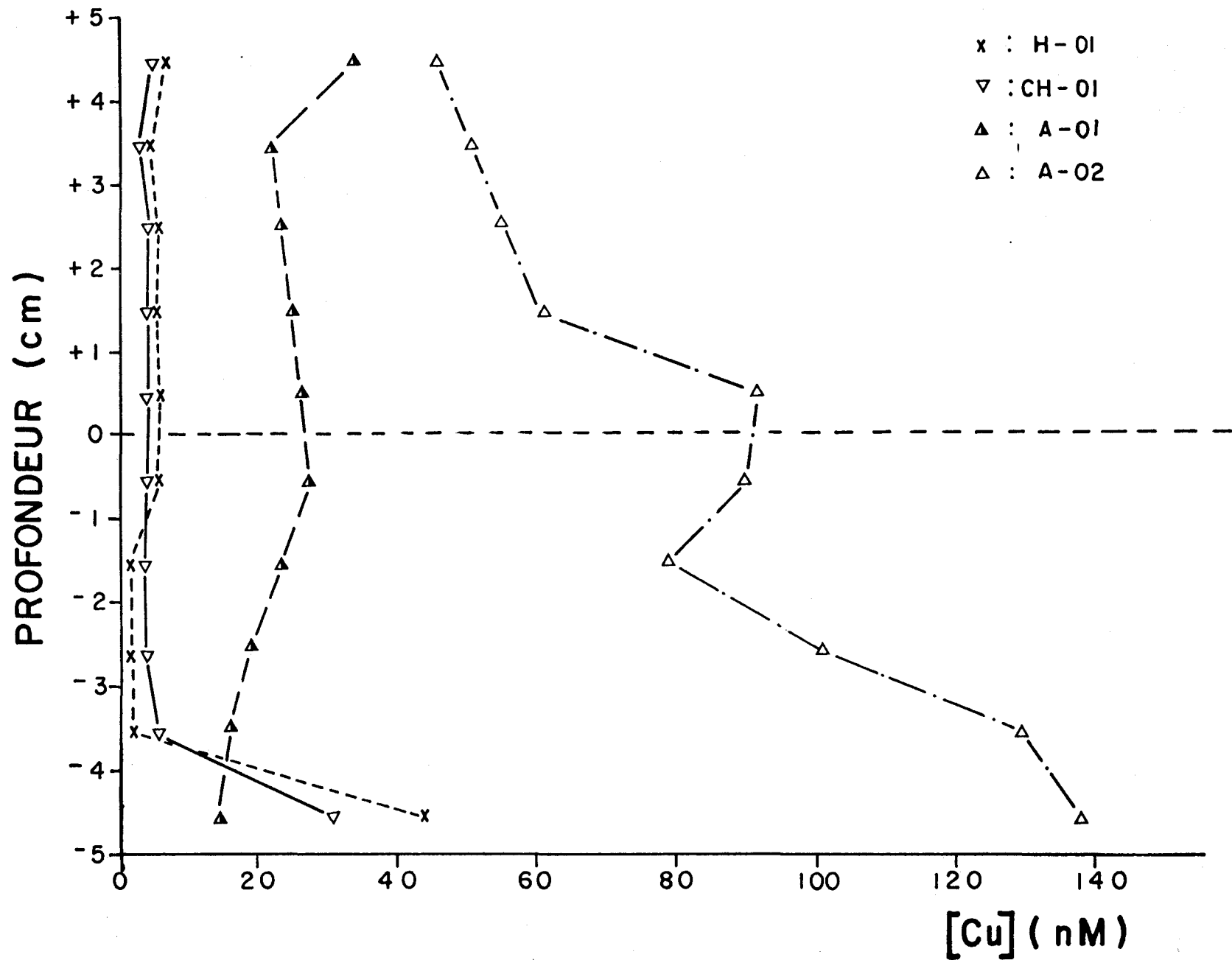


Figure 4.5 Profils de concentrations de cuivre dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986 (voir la section 3.2.1 pour la description des symboles).

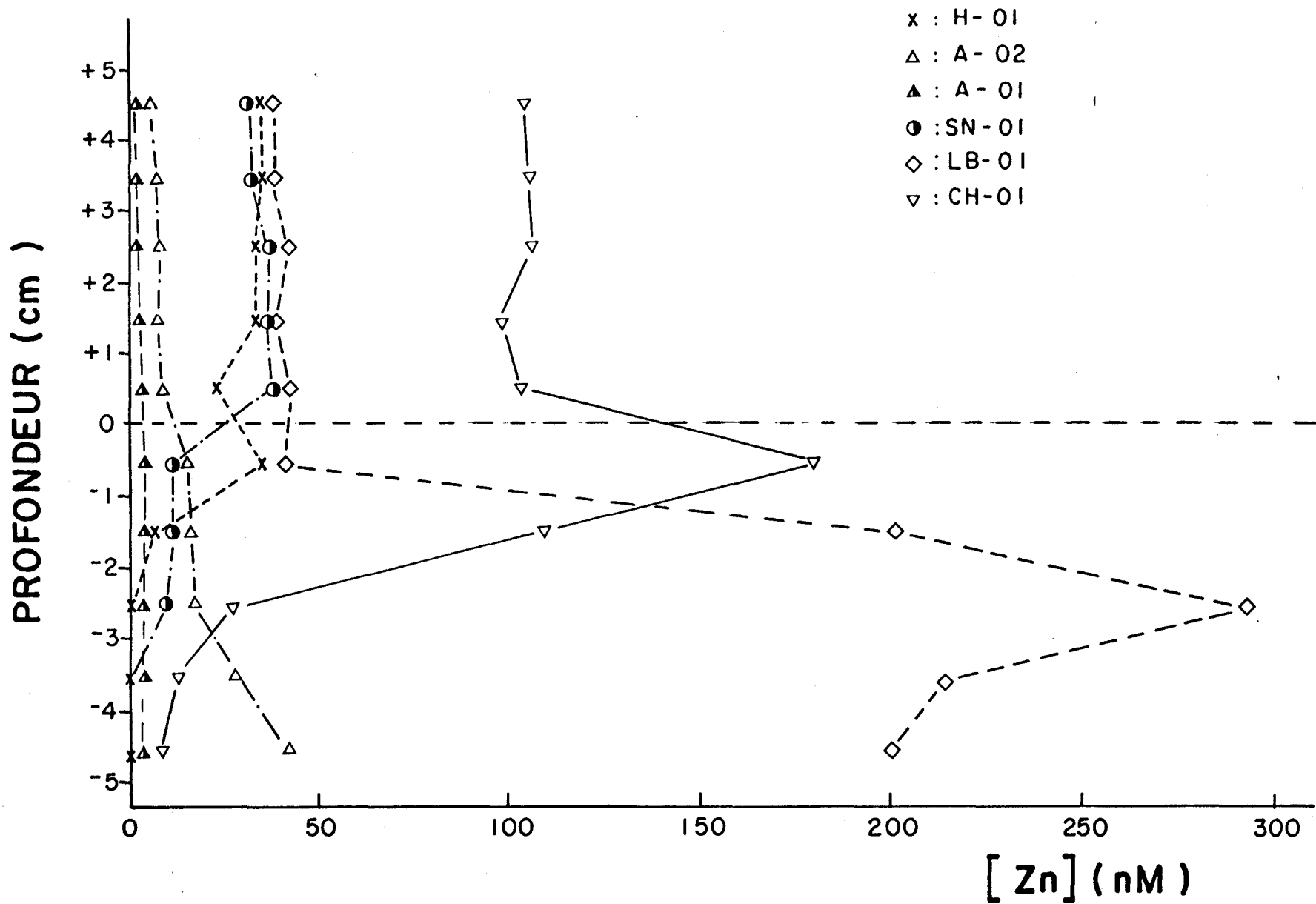


Figure 4.6 Profils de concentration de zinc dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986 (voir la section 3.2.1 pour la description des symboles).

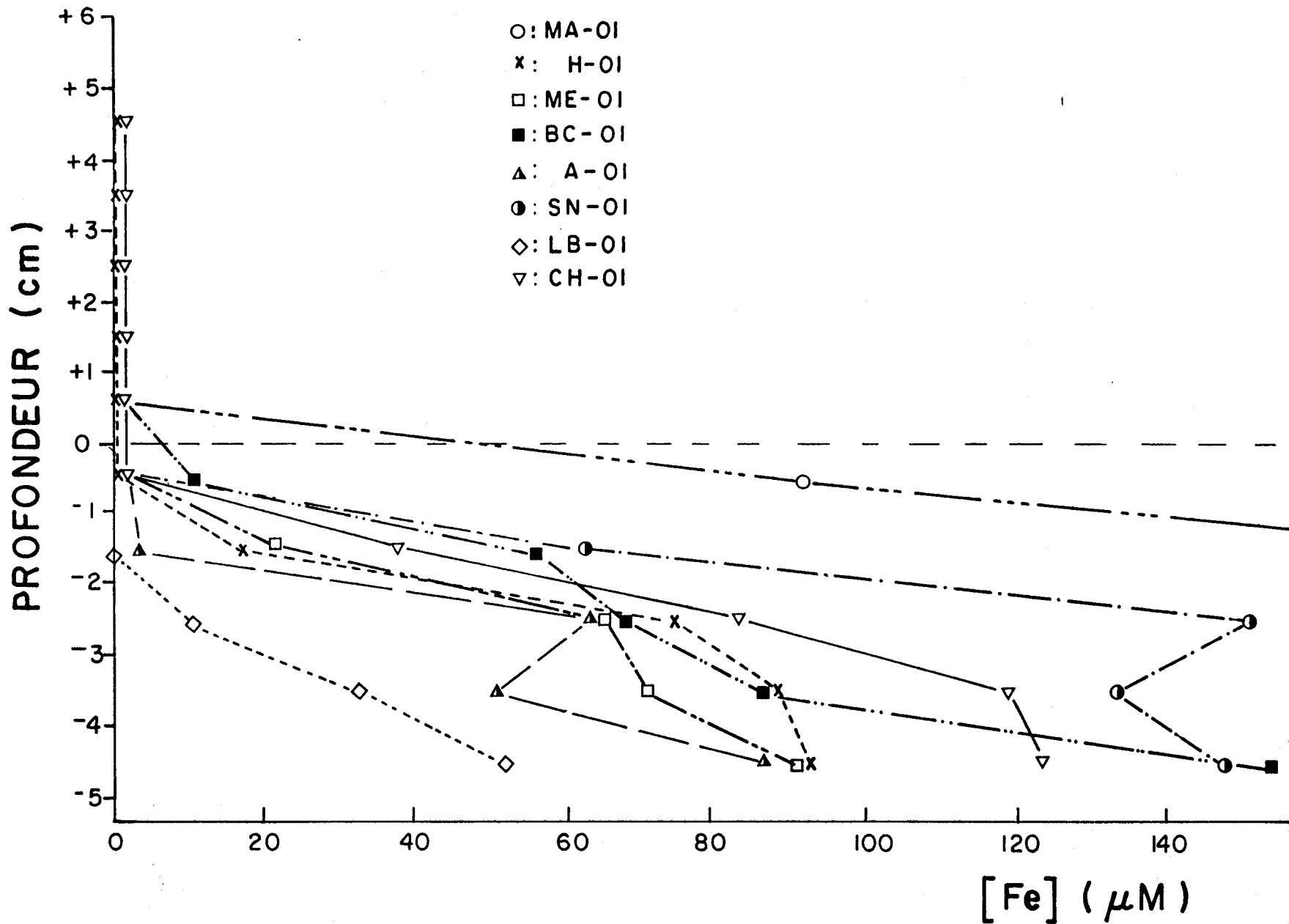


Figure 4.7 Profils de concentrations de fer dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986 (voir la section 3.2.1 pour la description des symboles).

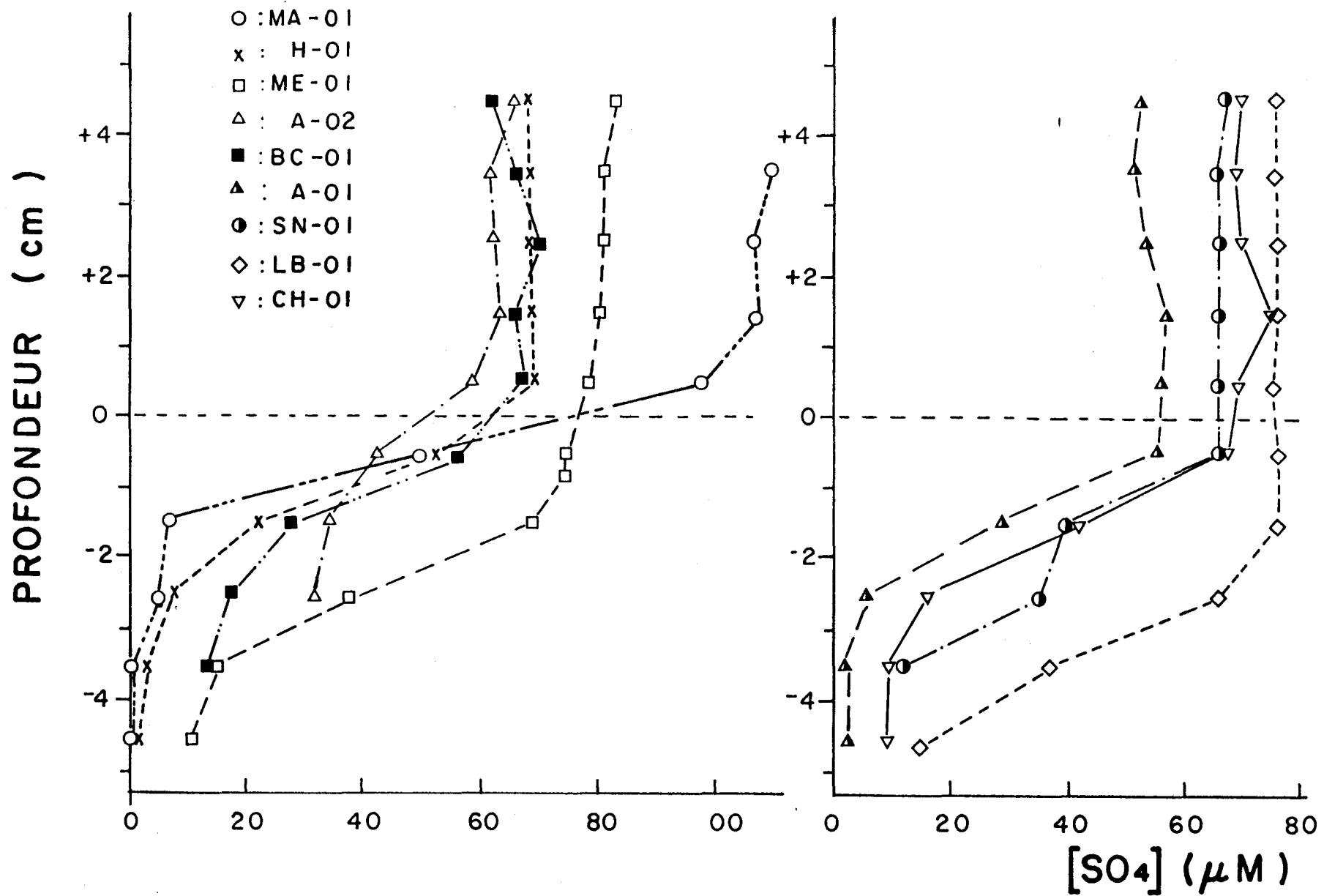


Figure 4.8 Profils de concentrations de sulfates dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986 (voir la section 3.2.1 pour la description des symboles).

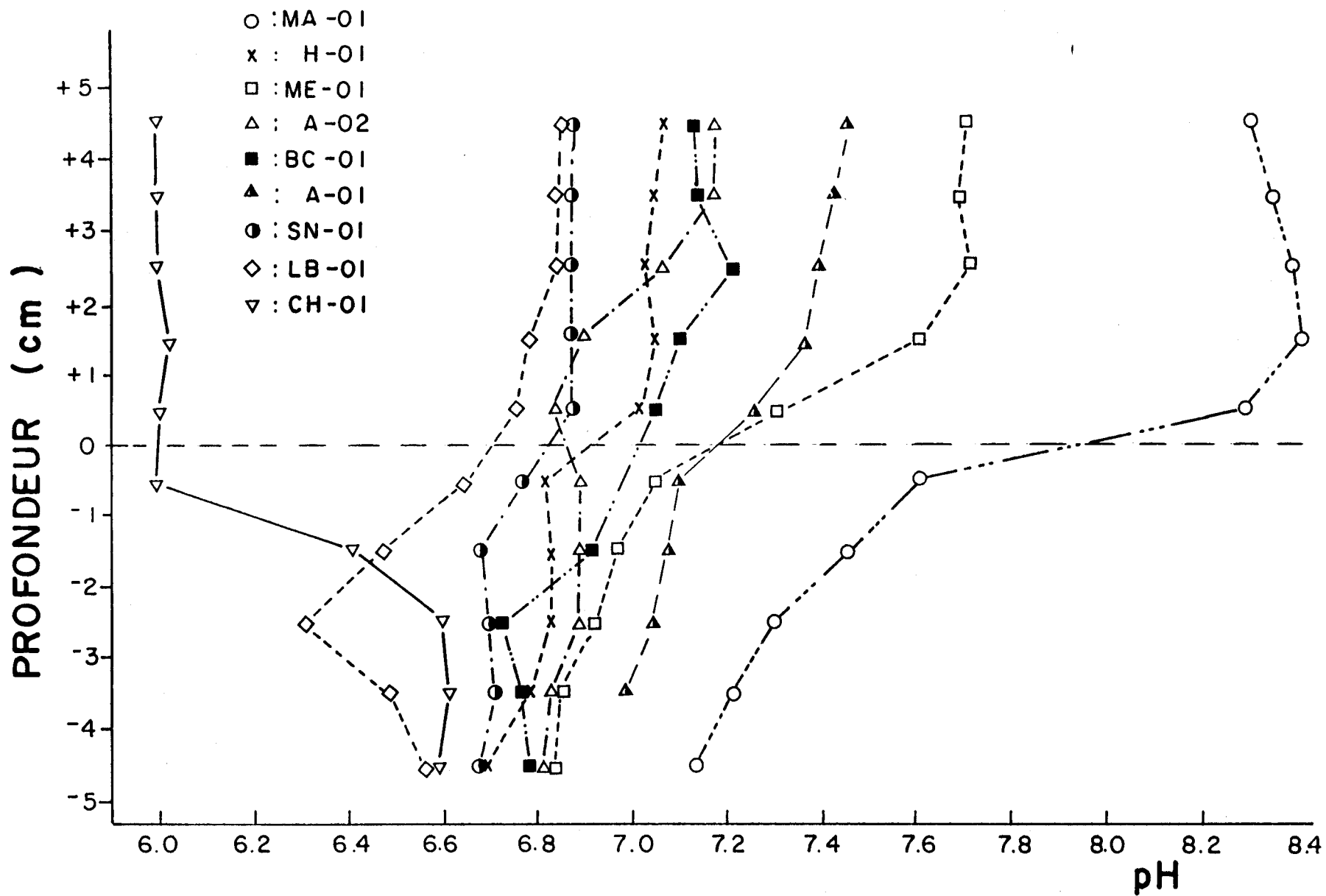


Figure 4.9 Profils de pH dans l'eau interstitielle et surnageante pour diverses stations visitées en 1986 (voir la section 3.2.1 pour la description des symboles).

4.2.2 Répartition des métaux dans les sédiments

La répartition de Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe et Mn dans les sédiments, telle qu'obtenue par la méthode d'extractions séquentielles décrite à la section 3.3.1, est donnée dans le Tableau 4.18 pour les stations visitées au cours de l'été dernier. La répartition présentée dans le Tableau 4.18 ressemble à celle observée dans d'autres milieux (Tessier et al., 1980). Par exemple, on retrouve de fortes proportions de Cd dans les fractions F1 et F2, de Cu dans la fraction F4 et de Ni, Pb, Zn dans la fraction F3B. Le Tableau 4.18 suggère que l'étape (c) de la procédure d'extractions séquentielles, préconisée par Chao (1972), dissout peu d'oxydes de fer, tel que souhaité, mais n'est pas assez efficace pour dissoudre complètement les oxydes de manganèse. La répartition des métaux, pour des lacs étudiés au cours des années antérieures est donnée dans l'annexe A.3 (Tableaux A.3.1 et A.3.2); ces résultats seront utilisés pour l'interprétation des résultats de l'été 1986.

4.2.3 Concentrations de métaux dans les tissus des bivalves

Les concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn mesurées dans différents tissus des bivalves Elliptio complanata et Anodonta grandis sont données dans les Tableaux 4.19 et 4.20 pour les stations visitées au cours de l'été dernier. Les concentrations de ces métaux mesurées dans ces bivalves au cours de l'année précédente sont données dans l'annexe A.4 (Tableaux A.4.1 et A.4.2); ces résultats seront utilisés pour l'interprétation des résultats de l'été 1986.

Tableau 4.18 Répartition des métaux traces dans les sédiments telle qu'obtenue par la procédure d'extractions séquentielles* pour les stations échantillonnées en 1986. Les concentrations sont exprimées en µg/g poids sec.

STATION	M	[M(F1)]	[M(F2)]	[M(F3A)]	[M(F3B)]	[M(F4)]	[M(F5)]
A-01	Cd	0.1	0.19	0.12	0.02	0.01	<0.5
	Cu	<0.1	1.72	6.53	1.89	6.20	12.0
	Ni	3.5	5.74	21.10	56.00	18.00	95.0
	Pb	<1	0.82	2.11	14.50	2.55	10.0
	Zn	2.5	9.37	22.30	41.80	4.80	58.0
	Fe	2.6	392.00	716.00	8022.00	480.00	28000.0
	Mn	7.2	101.00	2443.00	315.00	16.80	330.0
A-02	Cd	0.26	0.09	0.04	0.01	0.01	<0.2
	Cu	<0.03	1.53	2.82	1.88	4.74	17.5
	Ni	0.6	1.72	4.20	10.90	4.00	30.0
	Pb	0.3	2.11	1.45	5.48	1.08	3.3
	Zn	2.3	10.16	10.90	22.40	2.07	24.7
	Fe	1.5	27.20	68.00	1436.00	83.00	15170.0
	Mn	2.7	27.20	217.00	38.40	3.20	173.0
MA-01	Cd	0.07	0.14	0.13	0.03	0.02	<0.5
	Cu	<0.1	0.27	0.36	0.15	7.60	6.3
	Ni	<1	2.81	5.68	10.70	8.00	15.0
	Pb	<1	1.76	2.10	11.80	1.64	5.0
	Zn	0.1	<0.1	13.10	21.90	5.40	29.5
	Fe	3.7	74.00	409.00	6129.00	1320.00	13000.0
	Mn	0.7	206.00	74.30	77.20	12.00	155.0
ME-01	Cd	0.19	0.36	0.10	0.06	0.04	<0.5
	Cu	<0.1	0.52	0.01	0.67	13.40	12.5
	Ni	<1	2.51	2.48	19.70	16.00	25.0
	Pb	<1	2.06	<2	18.30	4.88	10.0
	Zn	0.4	1.14	11.20	50.30	11.60	58.5
	Fe	12.6	55.00	125.00	9220.00	1820.00	20500.0
	Mn	0.7	138.00	988.00	590.00	37.20	155.0
CH-01	Cd	0.12	0.03	0.03	0.01	0.01	<0.5
	Cu	0.1	0.06	0.25	0.01	0.90	2.0
	Ni	<1	0.14	<0.08	0.60	0.77	5.0
	Pb	<1	4.00	2.08	8.57	0.71	10.0
	Zn	1.8	<0.1	2.80	8.90	3.00	34.5
	Fe	2.6	297.00	239.00	2982.00	164.00	17500.0
	Mn	9.4	23.70	89.00	53.90	2.60	410.0

Tableau 4.18 (suite)

STATION	M	[M(F1)]	[M(F2)]	[M(F3A)]	[M(F3B)]	[M(F4)]	[M(F5)]
SN-01	Cd	0.24	0.22	0.09	0.05	0.01	<0.5
	Cu	<0.1	0.18	1.05	0.42	1.20	4.5
	Ni	1.0	0.32	0.56	1.30	2.34	5.0
	Pb	<1	3.10	4.19	9.66	1.45	15.0
	Zn	6.5	6.74	11.10	32.50	5.00	43.0
	Fe	2.6	247.00	242.00	6171.00	342.00	20500.0
	Mn	39.2	102.00	629.00	157.00	6.60	430.0
LB-01	Cd	0.33	0.24	0.08	0.03	0.01	<0.5
	Cu	<0.1	0.49	0.68	0.36	0.60	2.0
	Ni	<1	0.52	0.47	1.03	0.81	5.0
	Pb	<1	10.45	4.17	8.51	0.74	10.0
	Zn	5.1	3.88	5.22	20.00	2.40	31.0
	Fe	1.7	111.00	131.00	2246.00	96.00	18500.0
	Mn	3.4	21.40	240.00	58.20	1.80	445.0
H-01	Cd	0.08	0.34	0.49	0.10	0.00	<0.5
	Cu	<0.1	0.03	0.29	0.09	0.80	1.5
	Ni	<1	0.20	0.13	0.76	1.67	5.0
	Pb	<1	3.21	<2	4.37	0.40	5.0
	Zn	2.8	3.84	5.38	11.60	2.40	31.0
	Fe	6.8	59.00	83.00	1451.00	132.00	18000.0
	Mn	12.7	37.50	101.00	29.00	1.60	430.0
BC-01	Cd	0.10	0.12	0.06	0.03	0.00	<0.5
	Cu	<0.1	0.19	0.71	0.31	1.00	1.0
	Ni	<1	0.23	0.21	3.08	0.44	5.0
	Pb	<1	3.54	2.10	9.96	0.49	5.0
	Zn	3.0	3.01	5.79	29.80	1.60	29.0
	Fe	4.2	23.80	64.00	3597.00	88.00	18000.0
	Mn	10.8	40.30	345.00	51.70	1.80	430.0

* [M(F1)] [M(F5)] représentent les concentrations des métaux dans les fractions décrites à la section 3.3.1.

Tableau 4.19 Concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn dans les tissus de Elliptio complanata.

STATION	organe	POIDS	Cd (ug/g)	Cu (ug/g)	Pb (ug/g)	Zn (ug/g)
		SEC (g)				
A-01	Hepatopancreas	0.71	9.78	22.8	1.40	151
	Branchies	1.56	6.06	28.5	1.06	384
	Manteau	1.53	8.23	24.2	3.79	289
	Reste	3.52	5.14	11.3	1.60	143
	Organisme	7.32	6.43	18.81	1.92	226
A-02	Hepatopancreas	1.31	8.03	28.5	2.80	121
	Branchies	2.05	4.45	53.8	5.69	546
	Manteau	3.04	6.97	54.7	9.22	377
	Reste	7.49	3.44	13.1	2.29	122
	Organisme	13.89	4.79	29.67	4.36	240
MA-01	Hepatopancreas	1.47	2.17	15.8	0.43	105
	Branchies	2.08	3.18	14.9	0.19	216
	Manteau	3.77	2.14	6.7	0.38	190
	Reste	9.00	2.21	5.3	0.16	95
	Organisme	16.32	2.31	7.77	0.24	133
ME-01	Hepatopancreas	0.93	2.50	11.4	0.67	92
	Branchies	1.16	2.53	18.5	0.04	222
	Manteau	1.27	2.03	6.3	0.30	138
	Reste	4.98	1.13	4.7	0.09	87
	Organisme	8.34	1.61	7.61	0.18	114
LB-01	Hepatopancreas	1.26	28.08	14.0	7.17	127
	Branchies	1.48	16.68	11.7	9.61	443
	Manteau	2.36	30.81	7.5	21.88	264
	Reste	5.81	8.90	4.0	7.00	101
	Organisme	10.91	16.91	6.96	10.59	186
SN-01	Hepatopancreas	0.98	27.68	14.9	10.99	152
	Branchies	1.25	19.42	10.3	10.54	367
	Manteau	2.29	35.81	7.5	33.23	305
	Reste	6.21	13.44	4.8	9.95	119
	Organisme	10.74	20.22	6.92	15.09	190
CH-01	Hepatopancreas	0.92	11.71	6.1	58.95	109
	Branchies	1.17	54.74	13.5	95.78	400
	Manteau	2.19	88.77	6.9	262.05	295
	Reste	7.09	20.41	3.2	69.23	113
	Organisme	11.37	36.43	5.23	108.32	177
BC-01	Hepatopancreas	1.14	15.08	14.5	6.92	157
	Branchies	3.31	20.06	16.7	23.38	656
	Manteau	2.48	29.41	9.1	6.42	236
	Reste	7.97	11.45	6.2	4.66	109
	Organisme	14.90	16.63	9.67	9.28	255

Tableau 4.20 Concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn dans les tissus de Anodonta grandis.

STATION	organe	POIDS	Cd (ug/g)	Cu (ug/g)	Pb (ug/g)	Zn (ug/g)
		SEC (g)				
ME-01	Hepatopancreas	0.15	8.57	16.8	1.89	136
	Branchies	0.18	7.50	16.8	3.25	514
	Manteau	0.28	5.19	7.1	2.27	150
	Reste	1.13	3.69	5.8	0.98	71
	Organisme	1.73	4.74	8.06	1.50	134
H-01	Hepatopancreas	0.62	44.26	18.3	5.98	137
	Branchies	0.97	18.80	11.4	10.13	426
	Manteau	1.28	14.50	5.9	6.75	139
	Reste	4.37	9.67	4.1	5.16	86
	Organisme	7.25	14.71	6.62	6.17	145
SN-01	Hepatopancreas	0.09	66.67	58.3	18.75	321
	Branchies	0.40	49.27	15.6	14.38	691
	Manteau	0.21	45.28	20.8	18.33	328
	Reste	0.58	14.61	8.6	11.13	145
	Organisme	1.28	34.04	16.22	13.84	357

CHAPITRE 5

DISCUSSION



5. DISCUSSION

Plusieurs raisons motivent l'étude de la biodisponibilité des métaux traces présents dans les sédiments aquatiques: i) des règlements concernant les rejets industriels de métaux par plusieurs industries doivent être émis; ii) les métaux s'accumulent dans les sédiments et leurs concentrations y sont élevées (souvent 10^3 à 10^4 x celles dans l'eau susjacente); iii) les organismes qui vivent à l'interface sédiment-eau et qui sont exposés à ces métaux, jouent un rôle écologique clé; iv) l'homme a souvent besoin de "manipuler" ces sédiments contaminés (ex.: dragage). Il y a donc nécessité de développer des critères scientifiques pour évaluer la signification biologique des métaux présents dans les sédiments, critères qui aideront les autorités gouvernementales à prendre des décisions rationnelles concernant le contrôle de ces métaux dans l'environnement. Le développement de critères scientifiques de caractère général exige nécessairement la compréhension des mécanismes biogéochimiques impliqués dans la bioaccumulation des métaux traces, ainsi que l'élaboration de modèles prédictifs et leur vérification in situ. Rappelons que c'est dans ce cadre que s'inscrit le présent projet.

Plusieurs chercheurs ont tenté de mettre en évidence des relations empiriques entre la concentration totale d'un métal dans les sédiments, $\{M\}_T$, et la concentration du même métal dans un organisme bioaccumulateur, $[M(\text{organisme})]$, ou encore entre $\{M\}_T$ et une réponse physiologique ou toxicologique quelconque chez l'organisme cible. Cependant, les résultats de cette approche empirique se sont avérés décevants, la capacité de prédiction de $[M(\text{organisme})]$ par $\{M\}_T$ étant faible et difficile à transposer d'un milieu à l'autre. Cette approche purement empirique, qui jusqu'à maintenant n'a pu mener à des résultats satisfaisants, peut être mise en opposition avec une approche mécanistique qui devrait permettre, à partir de la connaissance des mécanismes impliqués dans la prise en charge des métaux par les organismes biologiques, de développer des équations prédictives de $[M(\text{organismes})]$ qui seront à la fois bonnes et transposables d'un milieu à un autre. Comme exemples d'une approche plutôt mécanistique qu'empirique, mentionnons les travaux récents de Bryan, Luoma et Langston en milieu estua-

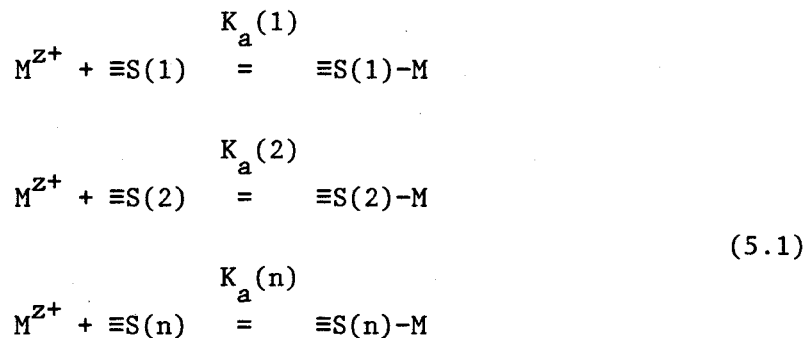
rien sur les espèces Scrobicularia plana et Macoma balthica (Luoma et Bryan, 1978; Langston, 1980; 1982) ainsi que nos études antérieures sur Anodonta grandis, Elliptio complanata et Nuphar variegatum dans la région de Rouyn-Noranda (Tessier et al., 1982; 1984; 1985; Campbell et al., 1985). Toutes ces études récentes ont montré que la prédiction de [M(organisme)] à l'aide du rapport {M extrait des sédiments avec un réactif comme HCl, HNO₃, NH₂OH·HCl / composant des sédiments qui peut être un piège pour M} était meilleure qu'avec {M}_T. Trois mécanismes de prise en charge des métaux par les organismes biologiques ont été avancés pour expliquer ces résultats (Tessier et al., 1984; Tessier et Campbell, 1987; voir aussi l'Introduction de ce document). L'un de ces mécanismes (mécanisme III) fait intervenir l'eau comme vecteur des métaux traces accumulés dans les organismes biologiques; on verra dans la discussion qui suit (section 5.2) que ce mécanisme est important pour expliquer l'accumulation de certains métaux et qu'il conditionne le choix des variables prédictives. Pour arriver à saisir ce mécanisme, il est nécessaire de comprendre les processus d'échange des métaux à l'interface sédiment-eau. Pour cette raison, on aborde ce chapitre 5 par une discussion de la répartition des métaux traces entre l'eau et les sédiments (section 5.1); cette section est importante pour comprendre la section 5.2 qui traite de la prédiction des concentrations de métaux traces dans les bivalves étudiés.

5.1 Répartition des métaux entre l'eau et les sédiments

Des calculs thermodynamiques effectués sur les eaux douces ou sur l'eau de mer montrent une insaturation par rapport aux précipités de métaux traces connus (Schindler, 1967; Hem, 1972; Hem, 1976). Même pour les eaux interstitielles des sédiments oxiques (p.e. la zone du sédiment entre l'interface et -0.5 à -1.5; voir Figures 4.3 et 4.4), où les métaux traces ont un temps de résidence plus long que dans l'eau surnageante et sont donc plus aptes à approcher un état d'équilibre avec leurs phases solides dans les sédiments, les métaux traces sont encore insaturés par rapport à leurs composés les moins solubles (Carignan et Nriagu, 1985). Ainsi, puisque les équilibres de solubilité avec les solides purs semblent peu probables pour les métaux traces dans des conditions oxiques, l'adsorption à la surface de solides a

été suggérée comme mécanisme pour contrôler les concentrations de certains métaux (Krauskopf, 1956; Schindler, 1975). Des substrats possibles pour l'adsorption sont les argiles, la matière organique, et les oxyhydroxydes de fer, de manganèse, d'aluminium et de silicium. Par ailleurs, des études empiriques utilisant des extractions séquentielles des sédiments oxiques comme dans la présente étude (voir Tableaux 4.18, A.3.1 et A.3.2) ont souvent montré que les métaux non-détritiques s'associent à plus d'un substrat dans les sédiments. L'analyse statistique des distributions des métaux traces et des substrats potentiels qui peuvent les lier supporte également ce point (Luoma et Bryan, 1981).

La répartition d'un métal trace, M, entre l'eau et les différents substrats d'un sédiment qui peuvent compétitionner pour se l'approprier peut s'écrire de façon simplifiée (Oakley et al., 1981; Luoma et Davis, 1983; Luoma, 1986):



et

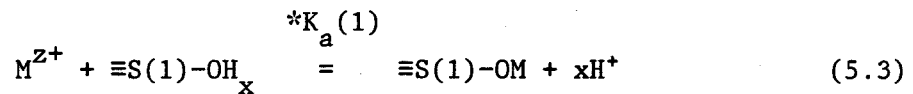
$$K_a(n) = \frac{\{\equiv S(n)-M\}}{\{\equiv S(n)\} [M^{Z+}]}
 \tag{5.2}$$

où $\{\equiv S(1)\}$, $\{\equiv S(2)\}$, $\{\equiv S(n)\}$ sont les concentrations de sites libres pour les divers substrats qui peuvent adsorber M dans le sédiment (p.e. oxyhydroxydes de Fe, Mn, Al, Si; argiles; acides humiques); $\{\equiv S(n)-M\}$ est la concentration de M associé aux sites sur le substrat n; $[M^{Z+}]$ est la concentration de métal présent sous forme d'ion libre dans l'eau ambiante; $K_a(1)$,

$K_a(2), \dots, K_a(n)$ sont les constantes d'équilibre apparentes globales pour les réactions respectives. Les $K_a(n)$ sont fonction, entre autres, du pH (voir par exemple l'équation (5.4)). Le terme "adsorption" est pris dans son sens large pour décrire l'association des métaux traces avec des substrats du sédiment.

Mathématiquement, ce modèle d'adsorption compétitive est semblable à ceux utilisés pour calculer la distribution d'un métal trace dissous parmi un mélange de ligands. D'après ce modèle simple, la concentration de M associé avec un substrat donné dépendrait de $[M^{Z+}]$, ainsi que de l'intensité ($K_a(n)$) et de la capacité ($\{\equiv S(n)\}$) de ce substrat pour s'associer M; une estimation des deux derniers paramètres est nécessaire pour calculer la répartition de M entre l'eau ambiante et les différents substrats d'un sédiment. Les données recueillies dans ce travail permettent d'estimer certaines valeurs de K_a pour l'adsorption par les oxyhydroxydes de fer.

L'adsorption d'un métal M à la surface d'un oxyde de fer (l'un des substrats du modèle représenté par les équations (5.1) et (5.2)) peut s'exprimer (Benjamin et Leckie, 1981; Balistriieri et Murray, 1983), si on tient compte de l'ion hydrogène par:



avec

$$*K_a(1) = \frac{\{\equiv S(1)-OM\} [H^+]^x}{\{\equiv S(1)-OH_x\} [M^{Z+}]} \quad (5.4)$$

où, par analogie avec les équations (5.1) et (5.2), $\{\equiv S(1)-OH_x\}$ est la concentration de sites libres sur les oxyhydroxydes de fer; $\{\equiv S(1)-OM\}$ est la concentration de M associé aux oxyhydroxydes de fer; $[H^+]$ est la concentration de l'ion H^+ ; x est le nombre de H^+ impliqué dans la réaction (5.3) lors de l'adsorption de M^{Z+} .

À faible densité d'adsorption, on peut faire l'hypothèse que la concentration totale de sites ($\{\equiv\text{S}(1)\text{-OH}_x\}_T$) est égale à la concentration de sites libres ($\{\equiv\text{S}(1)\text{-OH}_x\}$), c'est-à-dire:

$$\{\equiv\text{S}(1)\text{-OH}_x\}_T \approx \{\equiv\text{S}(1)\text{-OH}_x\} \quad (5.5)$$

On peut supposer également que:

$$\{\equiv\text{S}(1)\text{-OH}_x\}_T = n \cdot \text{Fe}_T \quad (5.6)$$

où n représente le nombre de sites d'adsorption par oxyhydroxyde de fer et Fe_T , la concentration de fer présent sous forme d'oxyhydroxydes de fer. En combinant (5.4), (5.5) et (5.6), on obtient:

$$K_a(1) = \frac{n \cdot K_a(1)}{[\text{H}^+]^x} = \frac{\{\equiv\text{S}(1)\text{-OM}\}}{\text{Fe}_T \cdot [\text{M}^{z+}]} = \frac{\Gamma_M(1)}{[\text{M}^{z+}]} \quad (5.7)$$

où $\Gamma_M(1)$ est la densité d'adsorption du métal sur les oxyhydroxydes de fer.

L'équation (5.7) a la même forme que (5.2); elle montre que les valeurs de K_a peuvent être calculées à partir des mesures in situ de ce travail qui nous permettent d'évaluer les termes du côté droit de l'équation. Pour estimer $[\text{M}^{z+}]$, on a utilisé les valeurs moyennes des concentrations totales de M dissous, de carbone inorganique et de pH mesurées dans l'eau surnageante (Tableaux 4.8 à 4.16 et A.2.1 à A.2.15) et on a tenu compte de la formation des complexes inorganiques avec les ligands OH^- et CO_3^{-2} (voir le Tableau 5.1 pour les constantes d'équilibre utilisées). On ne peut malheureusement, dans ce genre de calcul, tenir compte de la complexation des métaux par les ligands organiques naturels, faute de constantes d'équilibre valables; ce type de complexation ne devrait pas être important pour le zinc, mais pourrait l'être pour le cuivre. Les valeurs de $\{\equiv\text{S}(1)\text{-OM}\}$ et Fe_T ont été estimées en faisant les sommes respectives des concentrations de M et Fe dans les fractions F2, F3A et F3B, telles qu'obtenues par la méthode d'extractions séquentielles (voir la section 3.3.1); ces valeurs proviennent des Tableaux 4.17, A.3.1 et A.3.2.

Tableau 5.1 Constantes d'équilibre utilisées pour le calcul des concentrations d'ion libre M^{Z+} (Smith et Martell, 1976).

RÉACTION	log K (25°C, I=0)
$Zn^{+2} + OH^{-} = ZnOH^{+}$	5.0
$Cu^{+2} + OH^{-} = CuOH^{+}$	6.3
$Cu^{+2} + 2OH^{-} = Cu(OH)_2^{\circ}$	12.8 (I=1.0 m)
$Cu^{+2} + CO_3^{-2} = Cu(CO_3)^{\circ}$	6.75
$Cu^{+2} + 2CO_3^{-2} = Cu(CO_3)_2^{-2}$	9.92
$Ni^{+2} + OH^{-} = NiOH^{+}$	4.1
$Cd^{+2} + OH^{-} = CdOH^{+}$	3.9
$H_2CO_3^{*} = HCO_3^{-} + H^{+}$	-6.35
$HCO_3^{-} = CO_3^{-2} + H^{+}$	-10.33

L'utilisation des fractions F2, F3A et F3B implique que les extractions correspondantes sont sélectives pour les oxydes de fer et pour les métaux qui y sont associés. Mentionnons qu'on a montré récemment que les concentrations de Cu, Pb et Zn extraites avec NaOAc/HOAc et avec $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$ à partir d'échantillons de sédiments oxiques d'un ruisseau étaient corrélées fortement avec le fer et le manganèse extraits avec $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$, tout en n'étant pas corrélées avec d'autres paramètres comme les concentrations de Ca, de carbone organique ou inorganique dans le sédiment (Tessier et al., 1982a). Rappelons que les corrélations mentionnées dans cette étude étaient calculées, pour chaque échantillon de sédiment, avec huit fractions granulométriques d'un même échantillon de sédiment, afin d'éviter les effets dus à la variabilité inter-échantillons. Si ces résultats obtenus pour Cu, Pb et Zn dans des sédiments oxiques de ruisseaux peuvent être extrapolés à ces métaux et à d'autres (Cd, Ni) dans des sédiments oxiques de lacs, alors les métaux traces extraits des sédiments dans les étapes (b), (c) et (d) devraient originer surtout des oxyhydroxydes de fer, étant donné que, dans les échantillons de sédiments étudiés, les concentrations d'oxyhydroxydes de fer sont plus élevées que celles de manganèse.

Ayant estimé, pour un sédiment donné, les valeurs de $[\text{M}^{Z+}]$, $\{\equiv\text{S}(1)\text{-OM}\}$ et Fe_T , on calcule avec l'équation (5.7) une valeur de K_a pour l'adsorption de M sur les oxyhydroxydes de fer de ce sédiment. Si cette opération est effectuée pour une série de lacs de pH différents (voir Tableau 5.2), une transformation logarithmique de l'équation (5.7):

$$\log K_a(1) = \log n * K_a(1) + x \text{ pH} \quad (5.8)$$

prédit qu'un graphique de $\log K_a$ en fonction du pH devrait montrer une droite de pente x. C'est ce qu'on observe aux Figures 5.1 à 5.3 pour Zn, Ni et Cu. Les données pour Cd dissous sont peu nombreuses et limitées à de faibles valeurs; elles ne se prêtent pas à une présentation graphique du $\log K_a$ vs. pH.

Tableau 5.2 Concentrations calculées de M^{2+} , densité d'adsorption et constantes d'équilibre apparentes pour l'adsorption de Cd, Cu, Ni et Zn sur les oxyhydroxydes de fer naturels.

STATION	pH	[M ²⁺] (nM)				GAMMA				log K			
		Cd	Cu	Ni	Zn	Cd	Cu	Ni	Zn	Cd	Cu	Ni	Zn
A-01	7.36	0.11	6.91	70.8	2.68	1.78E-05	9.82E-04	8.65E-03	6.87E-03	5.22	5.15	5.09	6.41
A-02	7.03	0.09	25.76	72.9	7.12	4.38E-05	3.58E-03	1.04E-02	2.43E-02	5.69	5.14	5.16	6.53
MA-01	8.36	0.05	0.05	12.4	0.68	2.29E-05	1.04E-04	2.77E-03	4.53E-03	5.71	6.31	5.34	6.82
ME-01	7.61	0.03	0.45	8.4	0.78	2.74E-05	1.13E-04	2.51E-03	5.70E-03	5.93	5.39	5.47	6.87
CH-01	5.98	0.32	5.06	5.0	104	9.52E-06	7.94E-05	2.06E-04	2.84E-03	4.47	4.19	4.62	4.44
SN-01	6.87	0.07	4.48		35.21	2.69E-05	2.18E-04	3.11E-04	6.47E-03	5.58	4.69		5.26
LB-01	6.82	0.10	3.99		39.61	6.97E-05	5.42E-04	7.64E-04	1.00E-02	5.85	5.13		5.40
H-01	7.04	0.14	4.13		31.32	2.88E-04	2.28E-04	6.67E-04	1.12E-02	6.31	4.74		5.55
BC-01	7.13	0.04	3.20		5.03	3.18E-05	2.88E-05	9.09E-04	8.94E-03	5.89	3.95		6.25
CE-05	7.08		7.51	60.9	3.36	5.90E-05	1.28E-04	1.27E-02	9.10E-03		4.23	5.32	6.43
BE-03	7.63		10.55		7.07	2.49E-04	3.66E-03	4.53E-04	2.90E-02		5.54		6.61
BR-01	7.94		7.98		5.75	3.87E-04	6.42E-03	1.21E-03	2.76E-02		5.91		6.68
BR-04	7.56		15.69		4.14	3.12E-04	7.02E-03	8.81E-04	1.96E-02		5.65		6.67
J-01	7.31		17.90		9.98	3.94E-04	1.10E-03	1.05E-03	2.20E-02		4.79		6.34
TA-02	5.58				160				4.23E-04				3.42
TA-01	5.34				122	3.14E-06	5.45E-06		5.81E-04				3.68
CL-02	4.63		368	3327	309		2.43E-03	1.06E-03	3.23E-04		3.80	2.50	3.02
CL-01	4.63		413	3586	355		3.69E-03	6.19E-04	1.88E-04		3.95	2.24	2.72
WI-01	5.60		275	5660	138		9.97E-03	7.98E-03	1.04E-03		4.56	3.15	3.88
MC-01	7.18	9.50	27.30	1533	6.79	2.61E-04	3.39E-02	2.74E-01	2.84E-02	4.44	6.09	5.25	6.62
NE-01	6.62		44.45	220	39.12	7.43E-05	4.76E-03	1.77E-02	5.52E-03		5.03	4.91	5.15
BR-11	6.79		66.58	51.0	12.81	7.05E-04	3.49E-03	7.81E-04	3.34E-02		4.72	4.18	6.42
BO-01	6.11		63.16		132	1.52E-04	9.93E-04		1.09E-02		4.20		4.92
MO-01	6.27		61.83	59.0	4.49	1.90E-04	1.97E-03	7.11E-04	7.52E-03		4.50	4.08	6.22

Zn

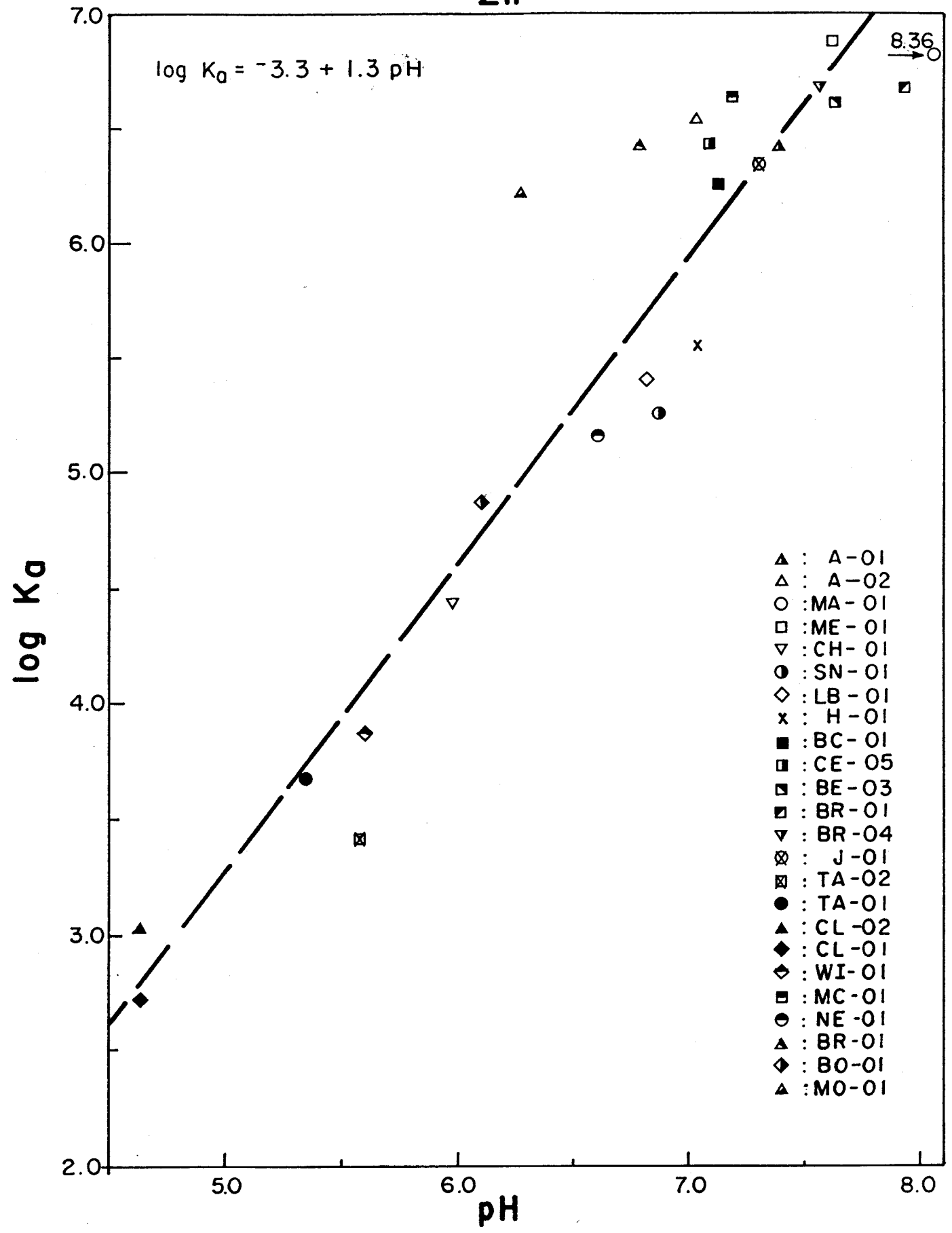


Figure 5.1 Constantes d'équilibre apparentes pour l'adsorption du zinc sur les oxyhydroxydes de fer en fonction du pH.

Ni

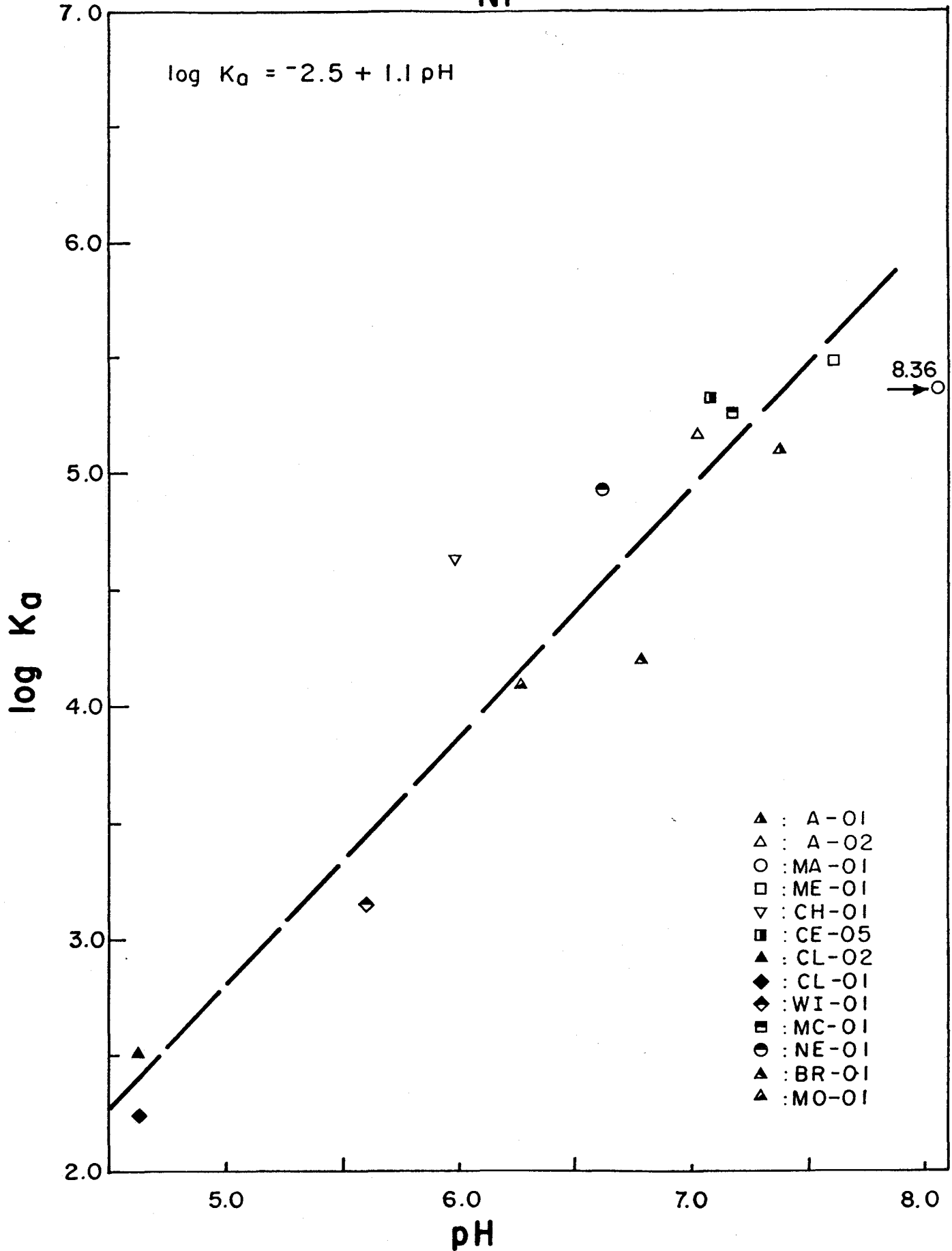


Figure 5.2 Constantes d'équilibre apparentes pour l'adsorption du nickel sur les oxyhydroxydes de fer en fonction du pH.

Cu

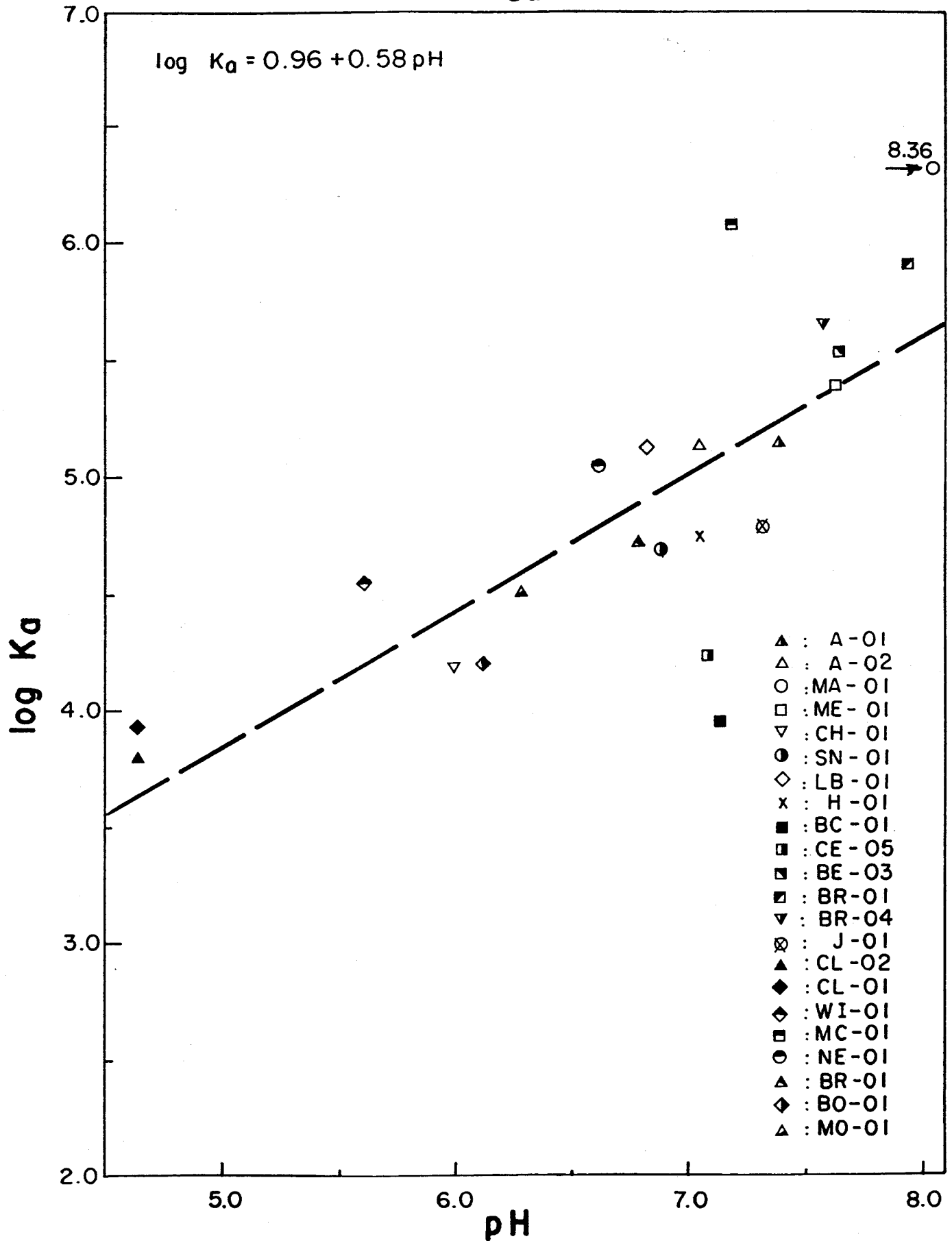


Figure 5.3 Constantes d'équilibre apparentes pour l'adsorption du cuivre sur les oxyhydroxydes de fer en fonction du pH.

Les valeurs de x (qui sont reliées au nombre de H^+ impliqués dans la réaction d'adsorption) obtenues pour Zn (1.3) et Ni (1.1) correspondent assez bien à ce qu'on rapporte dans la littérature pour l'adsorption de ces métaux sur différents oxyhydroxydes dans des milieux bien définis (Kinniburgh et Jackson, 1981; Schindler 1981); les valeurs rapportées se situent en effet entre 1.1 et 2.1 pour Zn et entre 1.2 et 1.4 pour Ni. Par contre, la valeur que nous obtenons pour Cu (0.58) est trop faible; elle s'expliquerait par une complexation (favorisée aux valeurs de pH élevées) du cuivre par la matière organique dont on ne peut tenir compte dans le calcul de $[Cu^{+2}]$; ceci conduirait en effet à des estimations de K_a trop faibles aux pH élevés, à une diminution de la pente et donc de la valeur apparente de x .

Les expériences de laboratoire en milieu bien définis ont montré qu'en absence de ligands dissous la force de liaison pour l'adsorption des métaux sur les oxyhydroxydes de fer suit l'ordre $Ni < Zn < Cu$ (Benjamin et Leckie, 1981; Schindler, 1981; Leckie et al., 1980). C'est l'ordre qu'on observe ici aussi aux faibles valeurs de pH, là où la complexation par la matière organique dont on ne peut tenir compte devrait être faible.

Ainsi, l'observation de droites ($\log K_a$ vs. pH), tel que prédit par l'équation (5.8), ainsi que la similarité des valeurs de x et de la séquence de force de liaison avec celles obtenues en laboratoire pour l'adsorption de métaux sur des oxyhydroxydes font qu'on peut attribuer une certaine crédibilité à l'idée d'association des métaux traces avec les oxyhydroxydes de fer des sédiments. Les valeurs de K_a obtenues in situ sont cependant un peu plus élevées que celles obtenues en laboratoire dans des milieux bien définis (Tessier et al., 1985b), ce qui peut s'expliquer par plusieurs facteurs:

- . Température. L'adsorption peut varier avec la température. Les températures dans les lacs étudiés ($\sim 10-15^\circ C$) diffèrent un peu de celles des expériences en laboratoire ($\sim 20-25^\circ C$).
- . Temps de réaction. Typiquement, pour l'adsorption d'un métal trace sur un oxyhydroxyde de fer, on constate une réaction rapide

(~minutes) suivie par une réaction beaucoup plus lente (~jours). Les expériences d'adsorption en laboratoire sont réalisées pour des temps de réaction variant de quelques minutes (Millward et Moore, 1982) à quelques heures (Benjamin et Leckie, 1981; Kinniburgh et Jackson, 1982; Balistrieri et Murray, 1982). Ces temps de réaction sont beaucoup plus courts que ceux des milieux naturels.

- . Caractéristiques de surface. Le degré d'adsorption d'un métal trace sur des oxyhydroxydes de fer dépend fortement de caractéristiques de surface telles que la porosité et la surface spécifique (Kinniburgh et Jackson, 1981). Par exemple, Crosby et al. (1983) ont montré des différences de caractéristiques de surface des oxyhydroxydes de fer entre les précipités fraîchement préparés et ceux vieillis ainsi qu'entre ceux préparés à partir de solutions de Fe(III) ou de Fe(II). La plupart des études de laboratoire impliquent la précipitation de concentrations élevées de Fe(III), alors que les oxyhydroxydes de fer réactifs sont formés dans les lacs en bonne partie par l'oxydation de Fe(II) suivie d'une hydrolyse (voir la Figure 4.3).
- . Densité d'adsorption. Des études en laboratoire suggèrent que les oxyhydroxydes de fer comprennent plusieurs sites d'adsorption, lesquels ont des énergies d'adsorption différentes. Ceci conduit à une diminution de K_a à mesure que la densité d'adsorption Γ (=moles de métal adsorbé par mole de sites) augmente. Les études en laboratoire sont conduites à des densités d'adsorption variables et parfois élevées.
- . Force ionique. On connaît peu de choses concernant l'influence de la force ionique sur les valeurs de K_a . Les expériences en laboratoire sont habituellement effectuées à des forces ioniques élevées (0.01-0.1M) comparativement aux milieux lacustres étudiés dans ce travail (forces ioniques: 0.0003-0.003M).
- . Ligands organiques dissous. La présence d'un ligand dissous peut augmenter ou diminuer l'adsorption d'un métal. L'augmentation a lieu

lorsque le complexe métal-ligand formé s'adsorbe sur l'oxyhydroxyde de fer (formation d'un complexe ternaire); ce comportement est favorisé à bas pH. Alternativement, les ligands dissous peuvent compétitionner avec l'oxyhydroxyde pour lier le métal et ainsi réduire son adsorption; ce comportement, probablement observé dans ce travail pour Cu, est favorisé aux valeurs élevées de pH.

Les raisons invoquées ici pour expliquer les différences entre les valeurs de K_a mesurées in situ et en laboratoire peuvent expliquer aussi en partie la variabilité observée pour les valeurs de K_a (écarts entre les droites de régression et les valeurs individuelles sur les Figures 5.1 à 5.3). À ces raisons, il faudrait ajouter aussi le fait que: i) les oxyhydroxydes de fer ne sont probablement pas identiques à toutes les stations, ce qui peut influencer n dans l'équation (5.8); ii) les méthodes d'extractions des sédiments ne sont pas complètement sélectives et peuvent, par exemple, extraire des métaux de substrats autres que les oxyhydroxydes de fer et présents en proportions variables d'un sédiment à l'autre; iii) les concentrations de métaux dissous sont parfois très faibles, particulièrement pour les lacs de pH élevé et, dans ces cas, les erreurs de mesure peuvent être élevées. Une étude des facteurs qui influencent de façon significative les valeurs de K_a permettrait d'améliorer le pouvoir prédictif du modèle.

5.2 Prédiction des concentrations de métaux traces dans les bivalves

Un modèle qui permettrait de prédire de façon adéquate les concentrations de métaux traces dans les organismes benthiques constituerait un outil de tout premier choix pour la gestion des métaux. Pour être vraiment utile, un tel modèle devrait avoir un caractère universel et non régional. En d'autres mots, il devrait s'appliquer à tous les plans d'eau. Un tel modèle permettrait de développer des critères scientifiques rigoureux sur lesquels on pourrait baser les décisions à prendre concernant la gestion des métaux traces.

On a mentionné précédemment (voir la section 1) que des mesures in situ ont montré que la meilleure prédiction des concentrations de métaux dans des

bivalves était obtenue lorsque les concentrations de métaux traces extraits des sédiments étaient normalisées par rapport au contenu des sédiments en oxydes de fer ou en matière organique (i.e. $[M(\text{organisme})] \propto \frac{\{\equiv S(n)-M\}}{\{\equiv S(n)\}}$; équation 1.1). Le Tableau 5.3 présente quelques-uns des meilleurs prédicteurs de métaux traces présentés dans la littérature récente pour ces types d'organismes. Nous avons également mentionné à la section 1 que trois mécanismes de prise en charge (uptake) des métaux par ces organismes biologiques pouvaient expliquer ces résultats. Les mécanismes I et II faisaient appel à l'ingestion de matériel particulaire comme vecteur des métaux traces alors que le mécanisme III impliquait plutôt la prise en charge de métaux traces dissous. Pour expliquer, à l'aide du mécanisme III, des relations comme celles rapportées dans le Tableau 5.3, on mentionnait alors un contrôle des concentrations de métaux traces dissous auxquelles sont exposés les organismes par des réactions d'adsorption dans le milieu externe. Certaines évidences de l'importance de ces réactions d'adsorption ont depuis été présentées à la section 5.1. Avant d'aborder une discussion des résultats expérimentaux proprement dit, il nous apparaît opportun d'expliquer de façon plus approfondie le mécanisme III.

Le mécanisme III suppose que les organismes captent le métal dissous dans l'eau. Plusieurs études récentes effectuées en milieux contrôlés ont montré que dans de tels cas, la réponse des organismes (mortalité; croissance; accumulation des métaux) est fonction de la concentration de l'ion libre, M^{Z+} , plutôt que de la concentration totale du métal dissous (Sunda et al., 1978; Bates et al., 1982; Petersen, 1982; Turner, 1984). On peut donc faire l'hypothèse que la concentration de métal dans les organismes, $[M(\text{organismes})]$, sera proportionnelle à la concentration de l'ion libre et écrire:

$$[M(\text{organismes})] \propto [M^{Z+}] \quad (5.10)$$

Par ailleurs, en transformant l'équation (5.7) qui décrit l'adsorption d'un métal sur un oxyde de fer, on obtient:

Tableau 5.3 Prédiction de la concentration de métaux traces dans des bivalves à l'aide de caractéristiques des sédiments; étude in situ.

Organisme	Métal	Meilleur prédicteur dans le sédiment	Référence
<u>Scrobicularia</u> <u>plana</u>	Pb	[Pb]/[Fe] extraits avec IN HCl (r=0.99)	Luoma et Bryan, 1978
<u>Scrobicularia</u> <u>plana</u>	Hg	[Hg] extrait avec HNO ₃ /% matière organique (r=0.80)	Langston, 1982
<u>Scrobicularia</u> <u>plana</u>	As	[As]/[Fe] extraits avec IN HCl (r=0.96)	Langston, 1980
<u>Macoma</u> <u>balthica</u>	Hg	[Hg] extrait avec HNO ₃ /% matière organique	Langston, 1982
<u>Elliptio</u> <u>complanata</u>	Cu	[Cu]/[Fe] extraits avec NH ₂ OH•HCl (r=0.97)	Tessier <u>et al.</u> , 1984
<u>Anodonta</u> <u>grandis</u>	Cu	[Cu]/[Fe] extraits avec NH ₂ OH•HCl (r=0.92)	Tessier <u>et al.</u> , 1983

$$[M^{Z+}] = \frac{\{\equiv S(1)-OM\}}{Fe_T} \cdot \frac{[H^+]^x}{n \cdot K_a(1)} \quad (5.11)$$

ou

$$[M^{Z+}] = \Gamma_M(1) \cdot \frac{[H^+]^x}{n \cdot K_a(1)} \quad (5.12)$$

En substituant l'équation (5.12) dans la relation (5.10), on écrit:

$$[M(\text{organismes})] \propto \Gamma_M(1) \cdot \frac{[H^+]^x}{n \cdot K_a(1)} \quad (5.13)$$

Une équation semblable à la relation (5.13) aurait pu être obtenue pour l'adsorption d'un métal sur un autre substrat, par exemple, la matière organique. L'équation (5.13) montre que, si pour toutes les stations d'échantillonnage ayant servi à établir les relations données dans le Tableau 5.3, on avait:

- . des valeurs de pH semblables ($[H^+]^x \approx cte$)
- . des oxydes de fer possédant des caractéristiques d'adsorption semblables ($n \approx cte$)

on obtiendrait alors le terme $\frac{[H^+]^x}{n \cdot K_a(1)} \approx cte$ dans l'équation (5.13). Dans de

tels cas, cette dernière équation serait semblable aux relations rapportées dans le Tableau 5.3. Or, quoique les valeurs de pH n'aient pas été rapportées, il est probable que les études décrites dans le Tableau 5.3 aient été effectuées à pH à peu près constant. En effet, les études sur Scrobicularia plana et Macoma balthica ont été effectuées en milieu estuarien où les valeurs de pH varient peu, alors que celles sur les bivalves d'eau douce ont été menées dans une région restreinte de géologie semblable (Rouyn-Noranda;

ceinture d'argile) où de nouveau, les valeurs de pH étaient probablement peu variables d'un site à l'autre.

Plusieurs points qui découlent de la discussion précédente méritent d'être soulignés; ce sont:

- i) le mécanisme III pourrait expliquer les relations données dans le Tableau 5.3;
- ii) une bonne relation observée entre des concentration de métaux traces dans les espèces benthiques et des caractéristiques des sédiments (p.e. Tableau 5.3) n'implique pas nécessairement que l'accumulation des métaux dans les organismes se fasse par l'ingestion des sédiments;
- iii) si le mécanisme III est important, les relations données dans le Tableau 5.3 ne sont pas d'application générale; elles correspondent en effet à des cas particuliers de l'équation (5.13), et elles n'auront un pouvoir prédictif que pour les sites où le pH sera identique à celui utilisé pour établir la relation.

Ces points, en particulier le point (iii) montrent l'importance d'élucider le mécanisme de prise en charge des métaux traces. Une façon simple de le faire consiste à étendre l'étude déjà effectuée dans la région de Rouyn-Noranda à des sites de pH différents. Une comparaison des coefficients de corrélation obtenus entre

$$[M(\text{organismes})] \text{ et } \Gamma_M(1)$$

avec ceux obtenus entre

$$[M(\text{organismes})] \text{ et } \Gamma_M(1) \cdot [H^+]^x$$

devrait permettre de démontrer l'importance du mécanisme III. Rappelons que $\Gamma_M(1)$ ($=\{\equiv S(1)-OM\}/Fe_T$) est estimé de la façon décrite à la section 5.1, c'est-à-dire en faisant les sommes respectives des concentrations de M et Fe dans les fractions F2, F3A et F3B, telles qu'obtenues par la méthode d'extractions séquentielles (voir la section 3.3.1)

5.2.1 Cadmium

La Figure 5.4 montre la concentration de cadmium dans Elliptio complanata en fonction de la concentration totale de cadmium dans les sédiments. Cette figure illustre très bien que la concentration totale de cadmium dans les sédiments n'a aucun pouvoir de prédiction sur les concentrations de ce métal dans les organismes étudiés et donc sur la biodisponibilité de ce métal présent dans les sédiments. Prendre des décisions sur cette base, comme on doit le faire actuellement, faute de critères scientifiques plus appropriés, peut donc conduire à des erreurs importantes.

La Figure 5.5 présente la concentration de cadmium dans E. complanata en fonction de $\Gamma_{Cd}(1)$. On n'y constate pas d'amélioration du pouvoir de prédiction en introduisant $\Gamma_{Cd}(1)$ comme variable prédictive. On remarque à cette figure, une forte influence du pH sur l'accumulation du cadmium dans E. complanata; pour une valeur de $\Gamma_{Cd}(1)$ donnée, l'accumulation du cadmium est beaucoup plus élevée aux faibles valeurs de pH qu'aux valeurs élevées, tel que le prédit le mécanisme III. En traçant la concentration du cadmium dans les bivalves en fonction du produit $\Gamma_{Cd}(1) \cdot [H^+]^x$, on constate d'ailleurs une nette amélioration du pouvoir de prédiction (Figure 5.6). Le meilleur coefficient de corrélation ($r=0.82$) est obtenu lorsque $x = 1.2$. Des équations semblables sont obtenues pour la prédiction du cadmium dans les différents tissus de E. complanata (Tableau 5.4). Les valeurs optimales de x varient peu d'un tissu à l'autre, soit entre 1.1 et 1.4; la seule exception est pour l'hépatopancréas ($x=0.7$). Ces valeurs de x sont consistantes avec les valeurs rapportées dans la littérature pour l'adsorption du cadmium sur différents oxyhydroxydes dans des milieux bien définis (Kinniburgh et Jackson, 1981); les valeurs rapportées se situent en effet

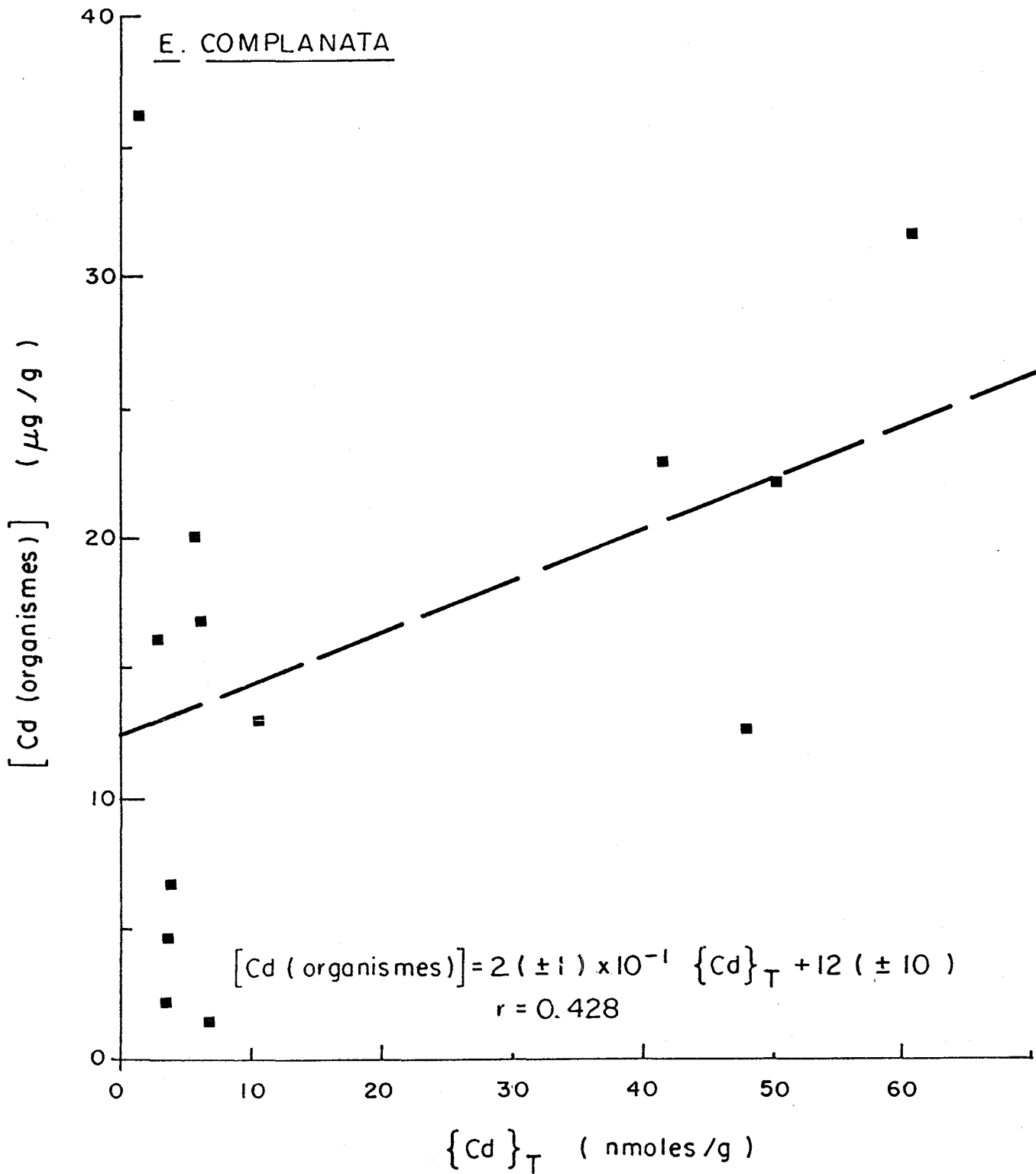


Figure 5.4 Relation entre les concentrations de cadmium dans E. complanata et les concentrations totales de cadmium dans les sédiments.

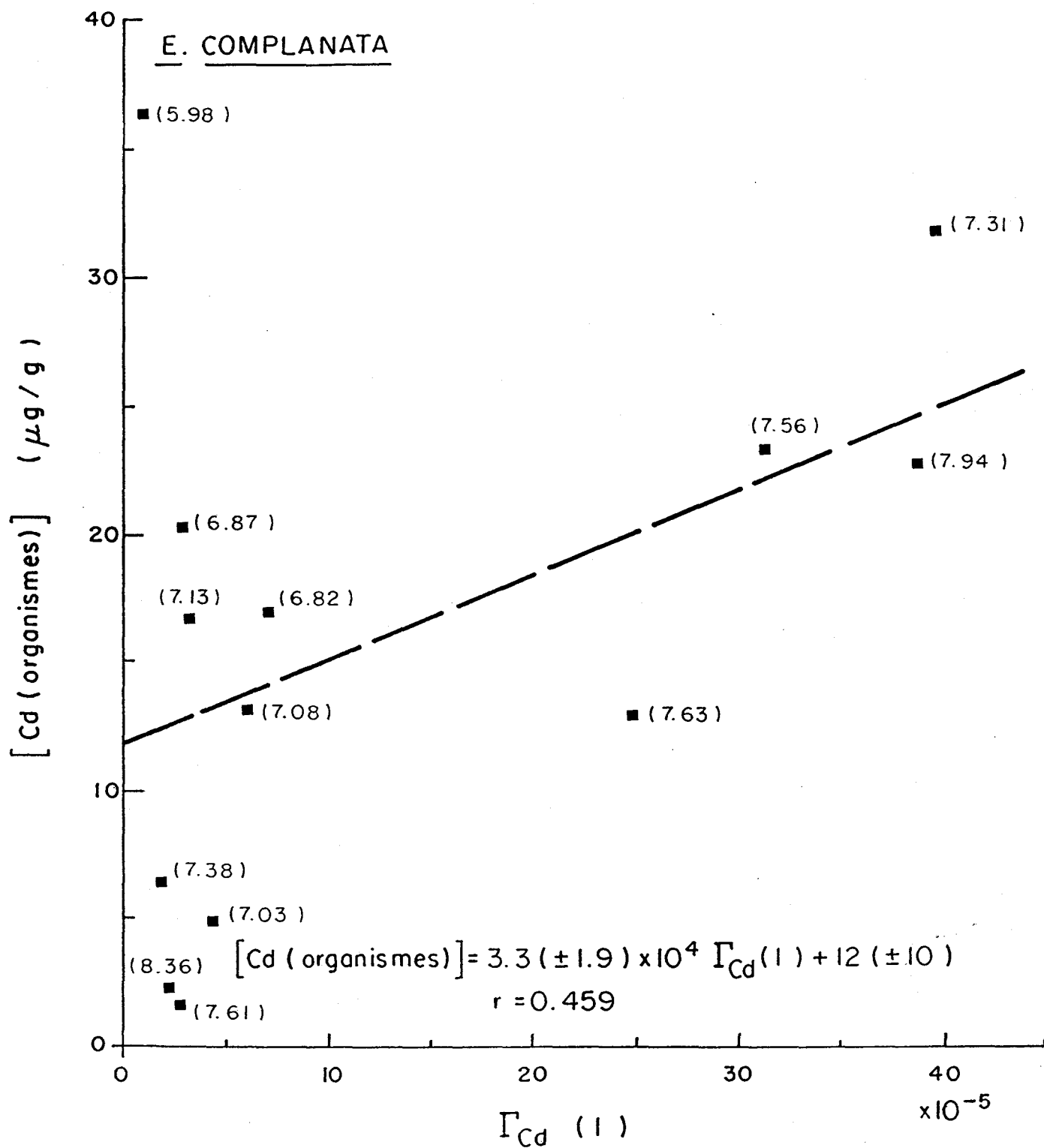


Figure 5.5 Relation entre les concentrations de cadmium dans E. complanata et $\Gamma_{Cd}(1)$. Les valeurs de pH sont entre parenthèses.

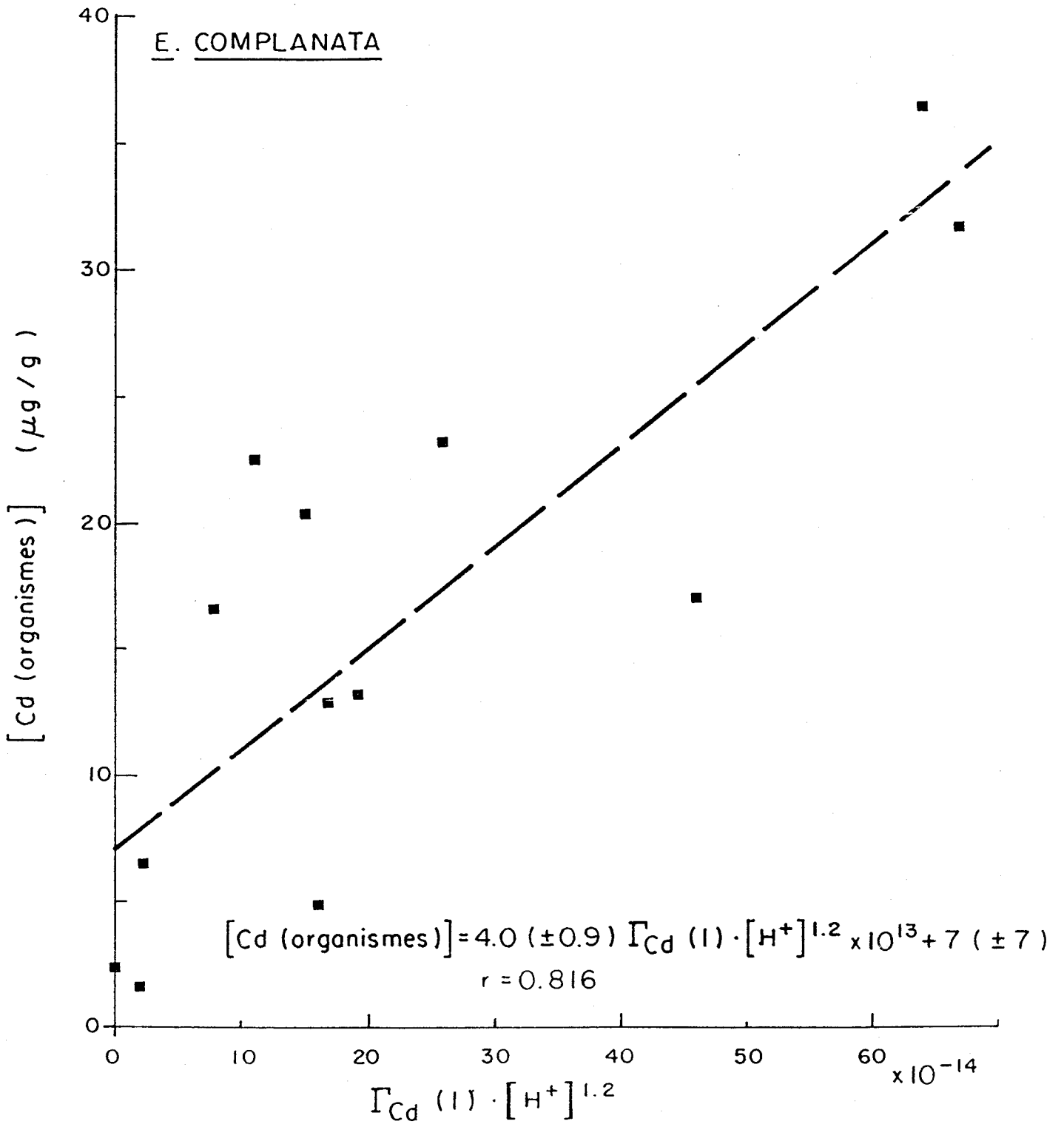


Figure 5.6 Relation entre les concentrations de cadmium dans E. complanata et $\Gamma_{Cd}(1) \cdot [H^+]^x$.

entre 1,3 et 2,2. Ces observations soutiennent de façon consistante que le mécanisme III est prédominant pour la prise en charge de Cd par E. complanata. Les concentrations de Cd dans les différents organes (Tableau 4.19 et A.4.2) ne contredisent pas cette assertion; des concentrations importantes de cadmium se retrouvent dans les branchies et le manteau de E. complanata, en particulier chez les spécimens ayant accumulé de grandes quantités de ce métal. Dans le cas où l'eau est la source principale d'un métal retrouvé dans un bivalve, on peut s'attendre à une accumulation de ce métal dans les organes qui ont un bon contact avec l'eau (grands volumes d'eau en contact; grande superficie de contact de l'organe avec l'eau), tels les branchies et le manteau. L'hypothèse selon laquelle les sédiments constituent une faible source de cadmium pour E. complanata est aussi plausible si on considère que ses caractéristiques anatomiques et physiologiques correspondent assez bien à celles décrites par Pohlo (1973) pour des organismes filtreurs. La diète de ces organismes est assez bien connue et les sédiments ne devraient constituer qu'une fraction mineure du matériel ingéré (par accident).

L'hypothèse considérant l'eau comme vecteur du cadmium retrouvé dans E. complanata est également soutenue par un calcul des quantités de Cd amenées en contact avec les tissus du bivalve soit par l'eau, soit par les sédiments. Faute de données spécifiques relatives aux taux de ventilation pour l'espèce E. complanata, on a adopté une valeur de 5.5 L/jour mesurée pour E. dilatatus (Badman, 1975); cette valeur est d'ailleurs semblable à celle observée par De Bruin et Davids (1970) pour Anodonta cygnea (6.5 L/jour). Par ailleurs, une valeur conservatrice de 10^{-2} g de sédiment ingéré par jour a été adoptée; cette valeur a été tirée de Bayne (1976) et elle a été obtenue pour l'espèce Mytilus edulis. Sur ces bases et en utilisant des concentrations réalistes de cadmium dissous de 0.1 nmole/L (Tableaux 4.9 à 4.17) et de 6 nmole/g de sédiment (Tableau 4.18), on calcule:

. quantité de Cd véhiculée par l'eau

$$0.1 \text{ nmole Cd/L} \times 5.5 \text{ L/jour} = 0.55 \text{ nmole Cd/jour}$$

. quantité de Cd véhiculée par les sédiments

$$6 \text{ nmole Cd/g} \times 10^{-2} \text{ g/jour} = 0.06 \text{ nmole Cd/jour}$$

Ces calculs montrent donc que les quantités de Cd apportées par l'eau aux tissus de E. complanata sont nettement plus grandes que celles apportées par les sédiments. Mentionnons qu'il est généralement reconnu que les métaux dissous sont plus facilement disponibles aux organismes aquatiques que les métaux associés aux sédiments (Harvey et Luoma, 1985).

L'ensemble des observations montre donc que l'eau est le vecteur principal du cadmium retrouvé chez E. complanata et que le mécanisme III est probable. Les relations prédictives (Tableau 5.4) pourraient être améliorées. Une amélioration sensible serait probablement perçue si des valeurs moyennes (annuelles) de pH étaient utilisées au lieu des valeurs ponctuelles mesurées au moment des prélèvements. Les concentrations de cadmium mesurées dans les tissus représentent en effet des mesures intégratrices sur des périodes de plusieurs mois (voir la section 5.3 qui montre que les variations temporelles sont faibles); il serait donc plus juste d'utiliser des valeurs de pH sur une même base de temps. Il est bien connu que le pH peut varier de façon appréciable, particulièrement au cours de la période printemps-été; de faibles variations de pH introduisent de grandes variations dans le produit $\Gamma_{\text{Cd}}(1) \cdot [\text{H}^+]^x$ qui est la variable prédictive. Par exemple, une variation de 1 unité de pH donnera une variation du produit de $\sim 16x (=10^{1.2})$. Une augmentation du nombre de points, en particulier à des faibles valeurs de pH améliorerait également la relation prédictive.

5.2.2 Cuivre

La Figure 5.7 montre que la prédiction de la concentration de cuivre dans E. complanata peut être faite de façon raisonnable à partir de celle de la concentration totale de cuivre dans les sédiments ($r=0.765$), du moins pour les milieux étudiés. La prédiction est cependant nettement améliorée lorsque la variable prédictive utilisée est $\Gamma_{\text{Cu}}(1)$, tel qu'illustré à la

Tableau 5.4 Équations de prédiction du cadmium dans différents tissus de Elliptio complanata.

Tissu	Équation	Coefficient de corrélation (r)
Branchies	$[Cd(\text{branchies})] = 2.5 (\pm 0.7) \times 10^{14} \Gamma_{Cd}(1) \cdot [H^+]^{1.3} + 9 (\pm 12)$	0.742
Manteau	$[Cd(\text{manteaux})] = 1.8 (\pm 0.3) \times 10^{15} \Gamma_{Cd}(1) \cdot [H^+]^{1.4} + 11 (\pm 12)$	0.877
Hépatopancréas	$[Cd(\text{hépat.})] = 1.6 (\pm 0.2) \times 10^{10} \Gamma_{Cd}(1) \cdot [H^+]^{0.7} + 4 (\pm 5)$	0.950
Reste	$[Cd(\text{restes})] = 4.8 (\pm 1.3) \times 10^{12} \Gamma_{Cd}(1) \cdot [H^+]^{1.1} + 6 (\pm 5)$	0.740
Organisme entier	$[Cd(\text{organismes})] = 4.0 (\pm 0.9) \times 10^{13} \Gamma_{Cd}(1) \cdot [H^+]^{1.2} + 7 (\pm 7)$	0.816

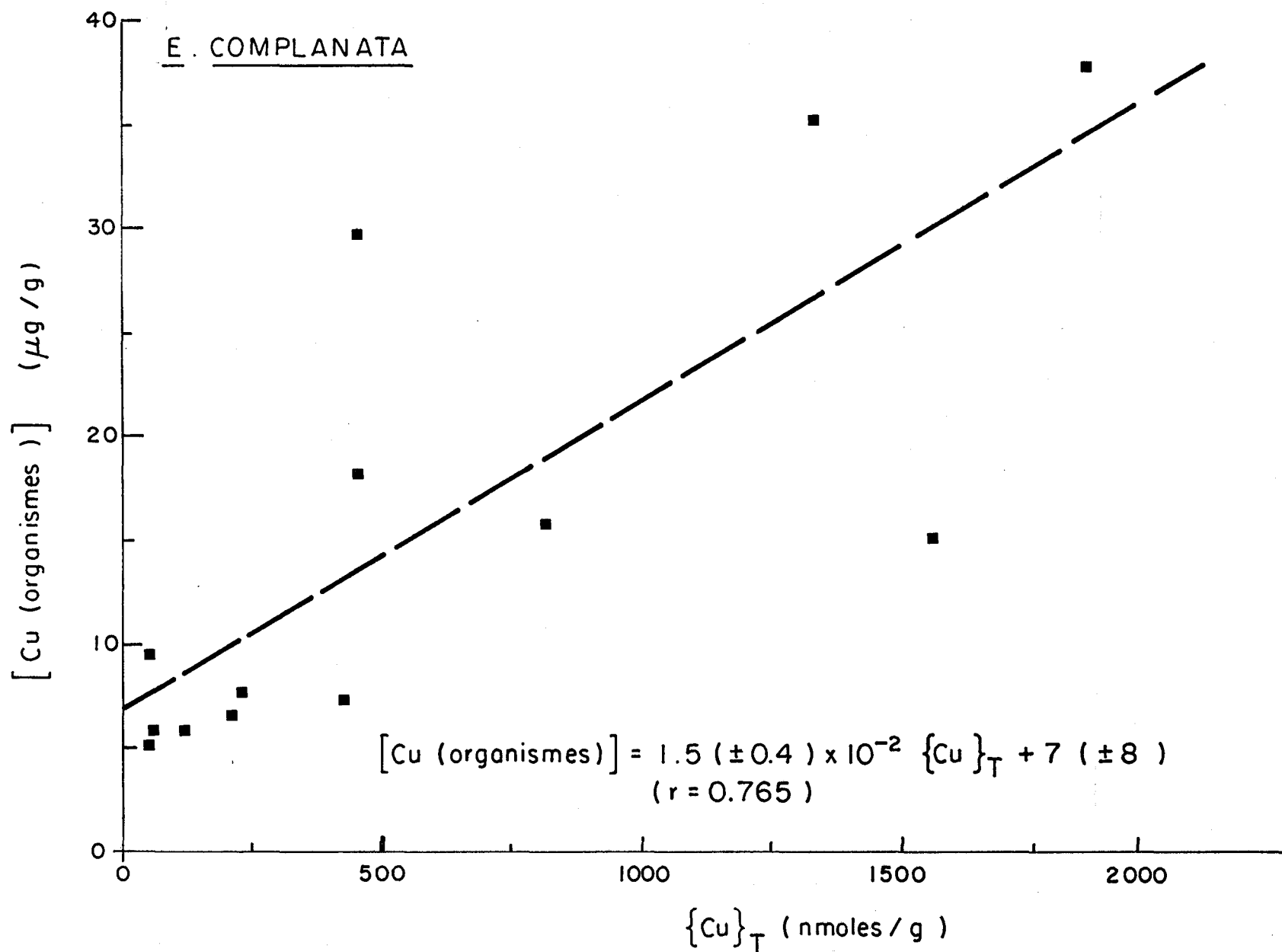


Figure 5.7 Relation entre la concentration de cuivre dans E. complanata et la concentration totale de cuivre dans les sédiments.

Figure 5.8 ($r=0.932$). Par ailleurs, contrairement au cadmium, le remplacement de $\Gamma_{\text{Cu}}(1)$, par le produit $\Gamma_{\text{Cu}}(1) \cdot [\text{H}^+]^x$ ne mène pas à une amélioration sensible de la prédiction de $[\text{Cu}(\text{organismes})]$ (voir la Figure 5.9). Le Tableau 5.5 donne les meilleures équations qui ont été obtenues pour la prédiction du cuivre dans les différents tissus de E. complanata. De façon consistante, les équations montrent peu ou pas d'influence de $[\text{H}^+]$ sur l'accumulation du cuivre dans les différents tissus. Les valeurs de x (entre 0 et 0.2) sont beaucoup plus faibles que ce qu'on s'attend pour l'adsorption du cuivre sur différents oxyhydroxydes dans des milieux bien définis ($x = 1.5$ à 2.4 ; Kinniburgh et Jackson, 1981). Ces résultats contrastent avec ceux obtenus pour le cadmium. Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer ce comportement du cuivre:

- H1) Le mécanisme I ou II, plutôt que III est prédominant pour le cuivre.
- H2) Compétition efficace de H^+ sur la prise en charge de Cu qui contrebalance l'augmentation de $[\text{Cu}^{+2}]$.
- H3) Il s'agit d'un artefact dû à un poids insuffisant des stations de faible pH pour montrer l'influence de $[\text{H}^+]$.

Ces diverses hypothèses peuvent être examinées.

L'hypothèse (H1) mènerait à des relations semblables à celles rapportées dans le Tableau 5.5. Cette hypothèse est cependant contredite par les fortes concentrations relatives de cuivre retrouvées dans les branchies et le manteau de E. complanata, surtout chez les spécimens ayant accumulé de fortes quantités de ce métal (Tableau 4.19 et A.4.2). Elle est également contredite par un calcul des quantités de cuivre amenées en contact avec les tissus respectivement par l'eau et les sédiments. On calcule en effet, si on utilise 5.5 L/jour et 10^{-2} g/jour comme valeurs respectives de taux de ventilation et de quantité de sédiment ingéré (voir la section 5.2.1) et 15 nmoles/L et 230 nmoles/g comme concentrations respectives de cuivre dans l'eau et les sédiments (Tableaux 4.9 à 4.18):

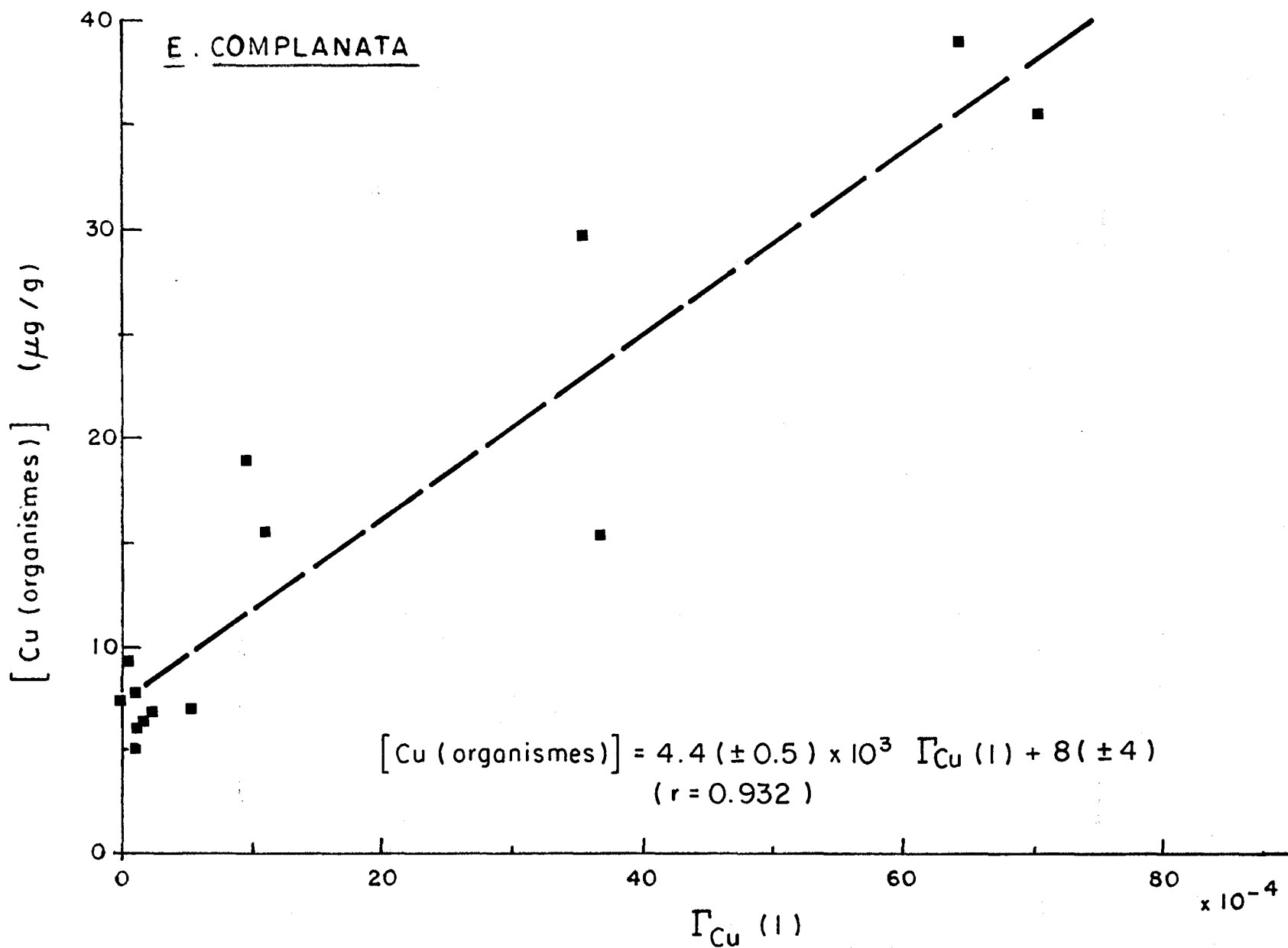


Figure 5.8 Relation entre la concentration de cuivre dans E. complanata et $\Gamma_{\text{Cu}}(l)$.

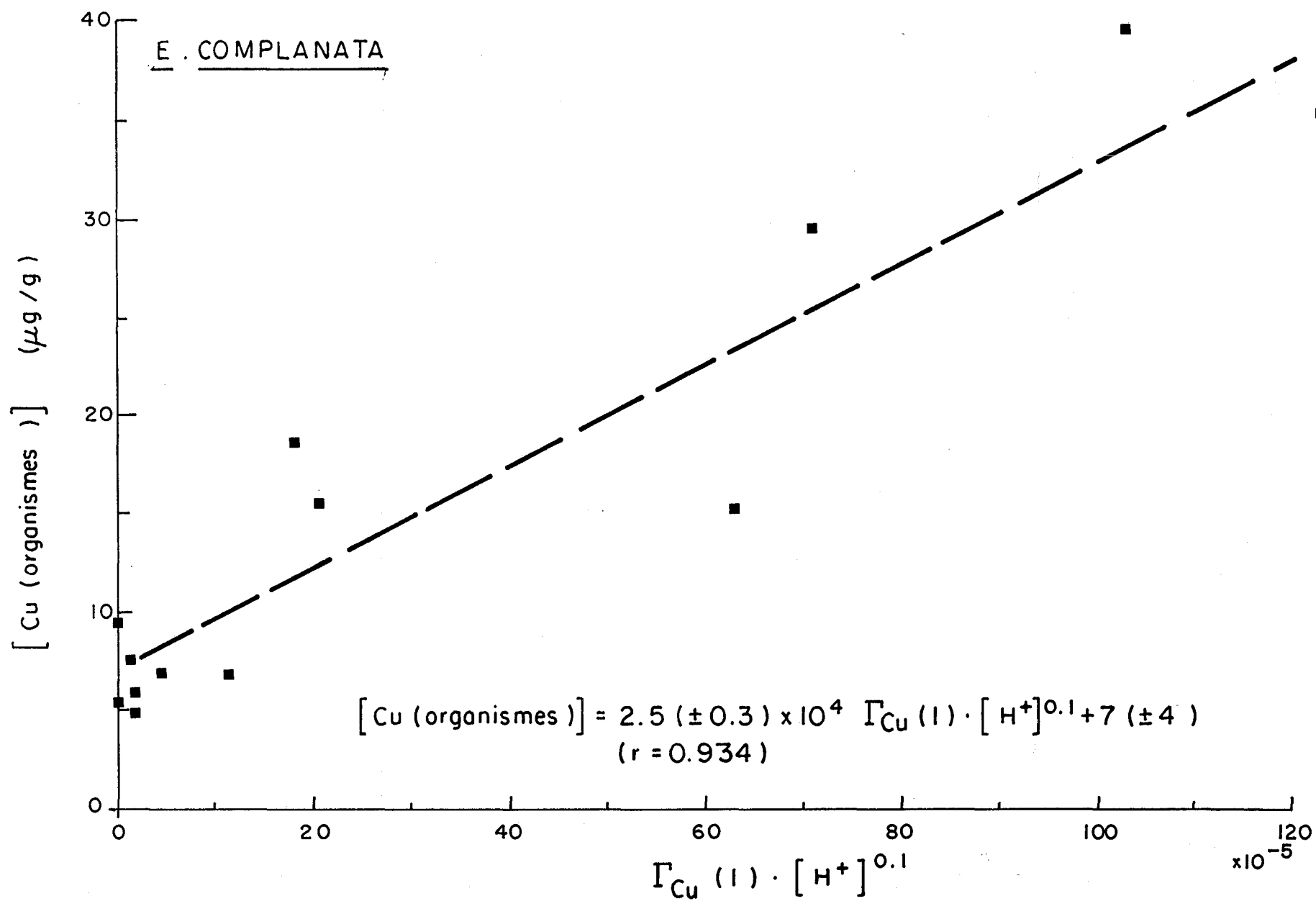


Figure 5.9 Relation entre la concentration de cuivre dans E. complanata et $\Gamma_{Cu}(1) \cdot [H^+]^x$.

Tableau 5.5 Équations de prédiction de la concentration de cuivre dans différents tissus de Elliptio complanata.

Tissu	Équation	Coefficient de corrélation (r)
Branchies	$[Cu(\text{branchies})] = 9.6 (\pm 0.9) \times 10^3 \Gamma_{Cu}(1) + 14 (\pm 7)$	0.958
Manteau	$[Cu(\text{manteaux})] = 1.1 (\pm 0.2) \times 10^4 \Gamma_{Cu}(1) + 9 (\pm 14)$	0.903
Hépatopancréas	$[Cu(\text{hépat.})] = 9.3 (\pm 1.4) \times 10^4 \Gamma_{Cu}(1) [H^+]^{0.2} + 14 (\pm 4)$	0.889
Reste	$[Cu(\text{restes})] = 2.2 (\pm 0.3) \times 10^4 \Gamma_{Cu}(1) + 5 (\pm 2)$	0.929
Organisme entier	$[Cu(\text{organismes})] = 2.6 (\pm 0.3) \times 10^4 \Gamma_{Cu}(1) [H^+]^{0.1} + 7 (\pm 4)$	0.934

. quantité de Cu véhiculée par l'eau

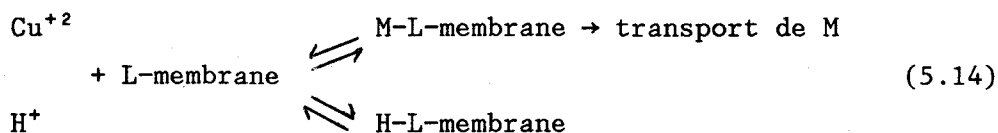
$$15 \text{ nmoles Cu/L} \times 5.5 \text{ L/jour} = 82.5 \text{ nmoles Cu/jour}$$

. quantité de Cu véhiculée par les sédiments

$$230 \text{ nmoles Cu/g} \times 10^{-2} \text{ g/jour} = 2.3 \text{ nmoles Cu/jour}$$

L'hypothèse (H1) est donc peu probable.

L'hypothèse (H2) suggère une compétition entre H^+ et Cu^{+2} pour les sites d'uptake biologique comme, par exemple:



où L-membrane représente un site de transport sur la membrane cellulaire (Campbell et Stokes, 1985). Une telle compétition a été observée récemment pour la prise en charge de Zn, Mn et Fe par des algues (Harrison et al., 1986; Schenck et al., 1987). Si une telle compétition était effective et efficace chez E. complanata, elle pourrait contrebalancer l'effet de l'augmentation de la concentration de Cu^{+2} (mesurée par $\Gamma_{Cu}(1) \cdot [H^+]^X$; voir équation 5.12) sur la prise en charge. Les données actuelles ne nous permettent cependant pas de vérifier ou d'infirmer (H2). Mentionnons cependant que pour expliquer les relations du Tableau 5.5 avec (H2), il faut que la compétition par H^+ contrebalance à peu près exactement l'effet de l'augmentation de Cu^{+2} à un $\Gamma_{Cu}(1)$ donné, ce qui semble peu probable.

L'hypothèse (H3) suppose un artefact attribuable aux faibles concentrations de cuivre dans les bivalves des lacs de bas pH (en particulier de la station CH-01; pH = 5.98) qui n'ont pas le poids suffisant pour montrer l'influence de $[H^+]^X$ sur l'accumulation biologique; cette faible accumulation dans les organismes pourrait être liée aux faibles valeurs de $\Gamma_{Cu}(1)$

dans les sédiments des lacs de bas pH que nous avons étudiés. La seule façon d'infirmier (H3) serait d'étendre l'étude à des lacs de bas pH dont les sédiments sont contaminés en cuivre.

5.2.3 Plomb

La Figure 5.10 indique que la prédiction de la concentration de plomb dans E. complanata ne peut être faite à partir de la concentration totale de plomb dans les sédiments, tout comme c'était le cas pour le cadmium. L'utilisation de $\Gamma_{pb}(1)$ comme variable prédictive n'améliore pas le pouvoir de prédiction (Figure 5.11). Pour une valeur de $\Gamma_{pb}(1)$ donnée, on voit que l'accumulation de Pb est plus élevée aux valeurs de pH faible; ceci est particulièrement vrai pour la station CH-01 (pH = 5.98) qui se démarque vraiment des autres. En traçant la concentration de plomb dans les bivalves en fonction du produit $\Gamma_{pb}(1) \cdot [H^+]^x$, on constate une nette amélioration du coefficient de corrélation (Figure 5.12). Le meilleur coefficient de corrélation ($r=0.984$) est obtenu lorsque $x=1.9$. Le Tableau 5.6 montre les meilleures équations qui sont disponibles actuellement pour la prédiction du plomb dans les différents tissus de E. complanata. On doit cependant se montrer prudent dans l'utilisation de ces relations prédictives parce qu'un poids très grand est accordé à un point qui se démarque beaucoup des autres (voir la Figure 5.12); il s'agit de la station CH-01 qui a un pH de 5.98. Les valeurs obtenues pour x (entre 1.9 et 2.5) sont consistantes avec celles observées pour l'adsorption du plomb sur différents oxyhydroxydes dans des milieux bien définis ($1.2 \leq x \leq 2.0$; Kinniburgh et Jackson, 1981; Schindler, 1981). L'ensemble de ces observations est consistant avec l'hypothèse du mécanisme III pour la prise en charge du plomb par E. complanata. Les concentrations de plomb dans les différents organes (Tableaux 4.19 et A.4.2) ne contredisent pas ce mécanisme; des concentrations importantes de plomb se retrouvent en effet dans les branchies et le manteau de E. complanata, surtout chez les spécimens qui ont accumulé de grandes quantités de ce métal. Les suggestions émises pour améliorer la prédiction du cadmium (pH moyen; augmentation du nombre de points à bas pH; section 5.2.1) s'appliquent également au plomb si on veut améliorer la prédiction de sa concentration dans E. complanata.

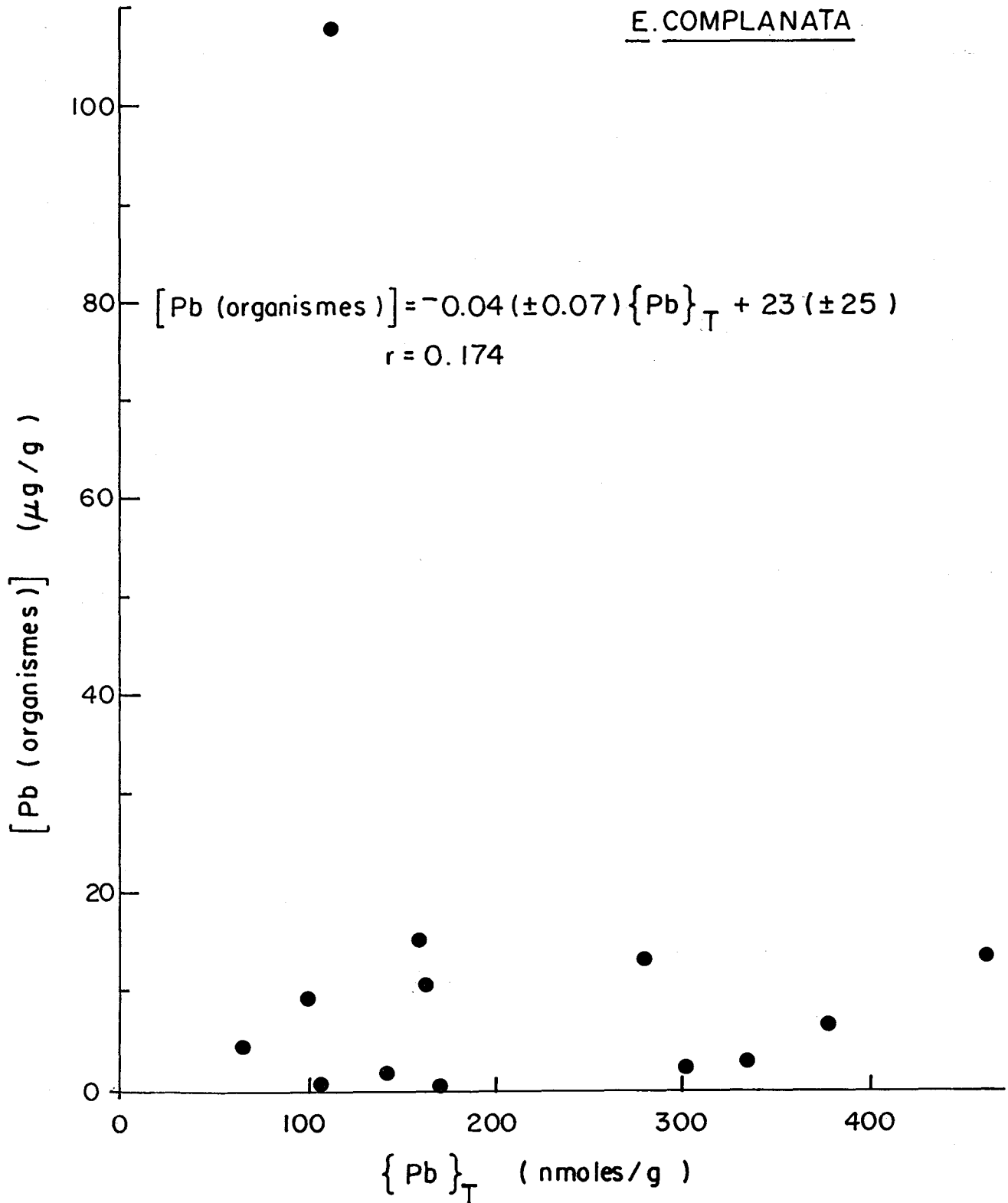


Figure 5.10 Relation entre les concentrations de plomb dans E. complanata et les concentrations totales de plomb dans les sédiments.

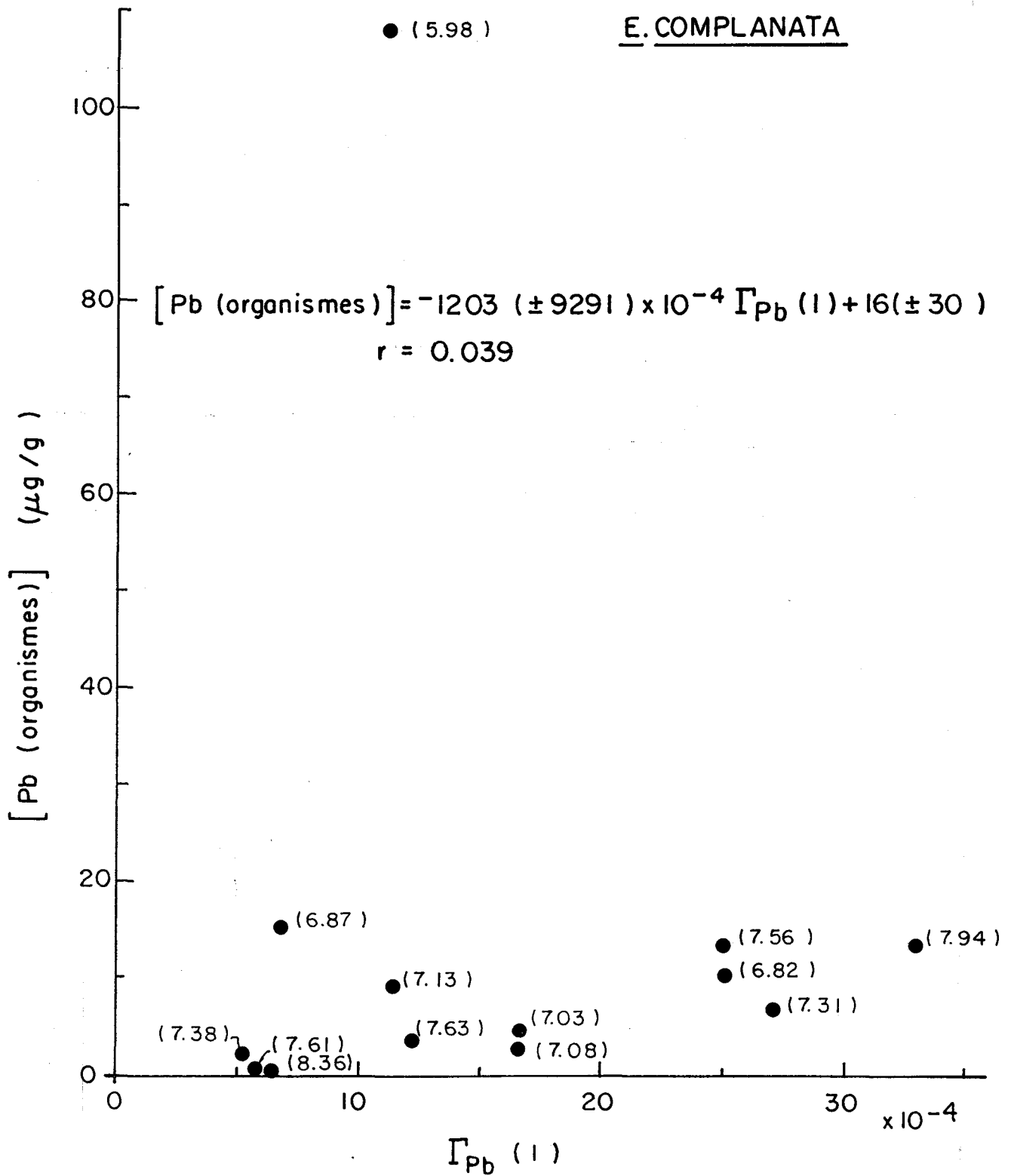


Figure 5.11 Relation entre les concentrations de plomb dans E. complanata et $\Gamma_{Pb}(l)$. Les valeurs de pH sont entre parenthèses.

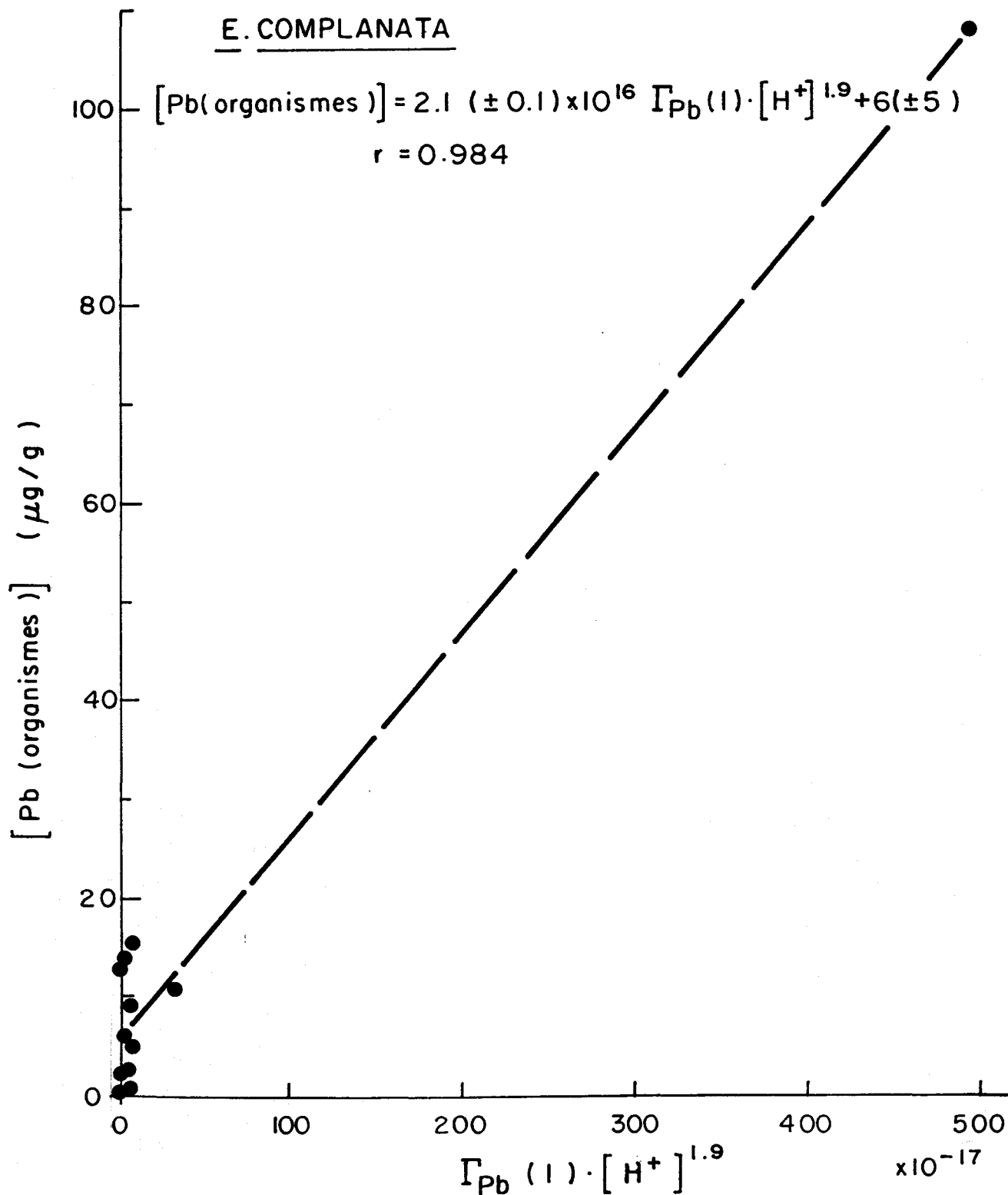


Figure 5.12 Relation entre les concentrations de plomb dans E. complanata et $\Gamma_{Pb(1)} \cdot [H^+]^X$.

Tableau 5.6 Équations de prédiction de la concentration de plomb dans différents tissus de Elliptio complanata.

Tissu	Équation	Coefficient de corrélation (r)
Branchies	$[Pb(\text{branchies})] = 7.0 (\pm 0.7) \times 10^{19} \Gamma_{Pb}(1) \cdot [H^+]^{2.5} + 8 (\pm 8)$	0.950
Manteau	$[Pb(\text{manteaux})] = 5.2 (\pm 0.2) \times 10^{16} \Gamma_{Pb}(1) [H^+]^{1.9} + 10 (\pm 11)$	0.989
Hépatopancréas	$[Pb(\text{hépat.})] = 1.7 (\pm 0.1) \times 10^{17} \Gamma_{Pb}(1) [H^+]^{2.1} + 5 (\pm 4)$	0.965
Reste	$[Pb(\text{restes})] = 5.3 (\pm 0.3) \times 10^{16} \Gamma_{Pb}(1) [H^+]^{2.0} + 4 (\pm 4)$	0.979
Organisme entier	$[Pb(\text{organismes})] = 2.1 (\pm 0.1) \times 10^{16} \Gamma_{Pb}(1) \cdot [H^+]^{1.9} + 6 (\pm 5)$	0.984

5.2.4 Zinc

La prédiction de la concentration de zinc dans E. complanata à partir de la concentration totale de zinc dans les sédiments n'est pas très bonne (Figure 5.13; $r=0.300$); elle est nettement améliorée lorsque $\Gamma_{Zn}(1)$ est la variable prédictive (Figure 5.14; $r=0.591$), quoiqu'elle ne soit pas encore très bonne. L'utilisation du produit $\Gamma_{Zn}(1) \cdot [H^+]^x$ n'améliore que très peu la prédiction (Figure 5.15; $r=0.594$). Le Tableau 5.7 donne les meilleures équations qui ont été obtenues pour la prédiction du zinc dans les différents tissus de E. complanata. De façon générale, les équations montrent peu ou pas d'influence de $[H^+]$ sur l'accumulation du zinc dans les différents tissus, comme c'était le cas pour le cuivre; ce comportement contraste avec celui observé pour le cadmium. Les valeurs de x (entre 0 et 0.3) sont également beaucoup plus faibles que ce qui a été observé pour l'adsorption du zinc sur les oxyhydroxydes dans des milieux bien définis ($x=1.1$ à 2.1 ; Kinniburgh et Jackson, 1981) ou dans des sédiments naturels ($x=1.3$; section 5.1).

L'hypothèse (H1) émise précédemment pour le cuivre (section 5.2.2) est contredite ici par les fortes concentrations relatives de zinc retrouvées dans les branchies et le manteau. Elle est également contredite par le calcul des quantités de zinc amenées en contact avec les tissus respectivement par l'eau et les sédiments. On calcule en effet, avec les valeurs de 5.5 L/jour et 10^{-2} g/jour pour les taux de ventilation et la quantité de sédiment ingéré (voir la section 5.2.1) et 25 nmoles/L et 1360 nmoles/g comme concentrations respectives de Zn dans l'eau et les sédiments (Tableaux 4.9 à 4.18);

. quantité de Zn véhiculée par l'eau

$$25 \text{ nmoles Zn/L} \times 5.5 \text{ L/jour} = 138 \text{ nmoles/jour}$$

. quantité de Zn véhiculée par les sédiments

$$1360 \text{ nmoles Zn/g} \times 10^{-2} \text{ g/jour} = 13.6 \text{ nmoles/jour}$$

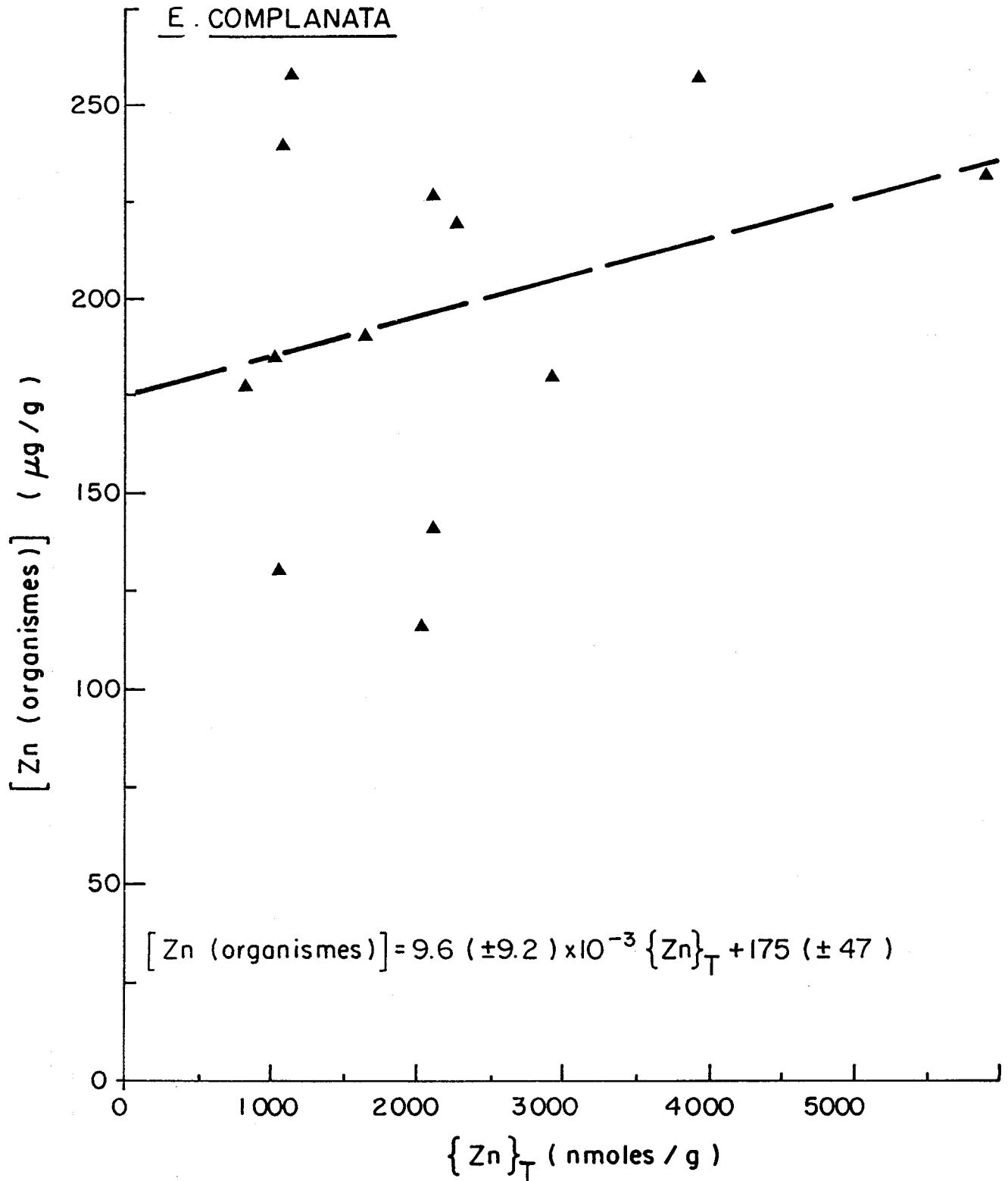


Figure 5.13 Relation entre la concentration de zinc dans E. complanata et la concentration totale de zinc dans les sédiments

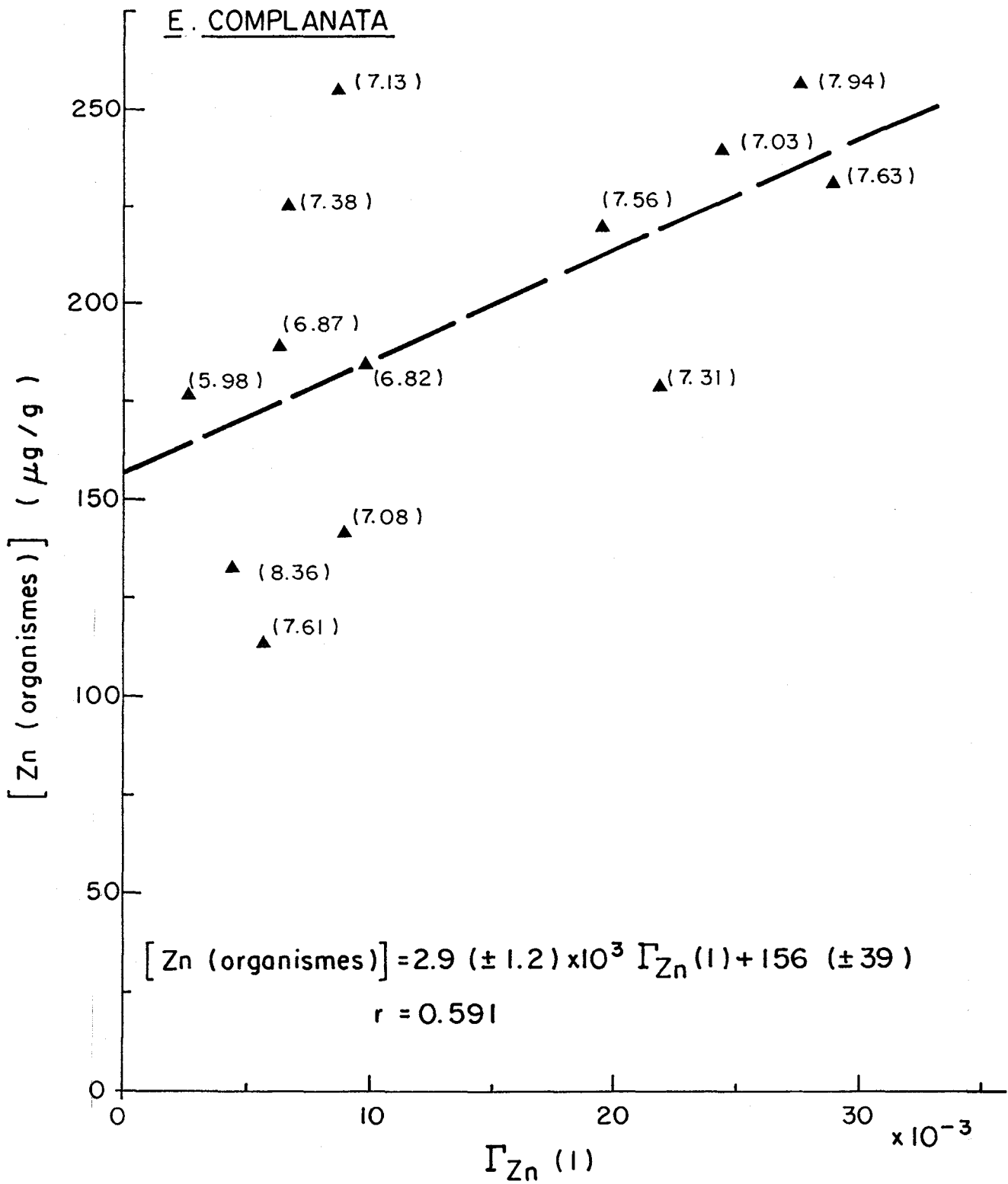


Figure 5.14 Relation entre la concentration de zinc dans E. complanata et $\Gamma_{\text{Zn}}(1)$. Les valeurs de pH sont données entre parenthèses

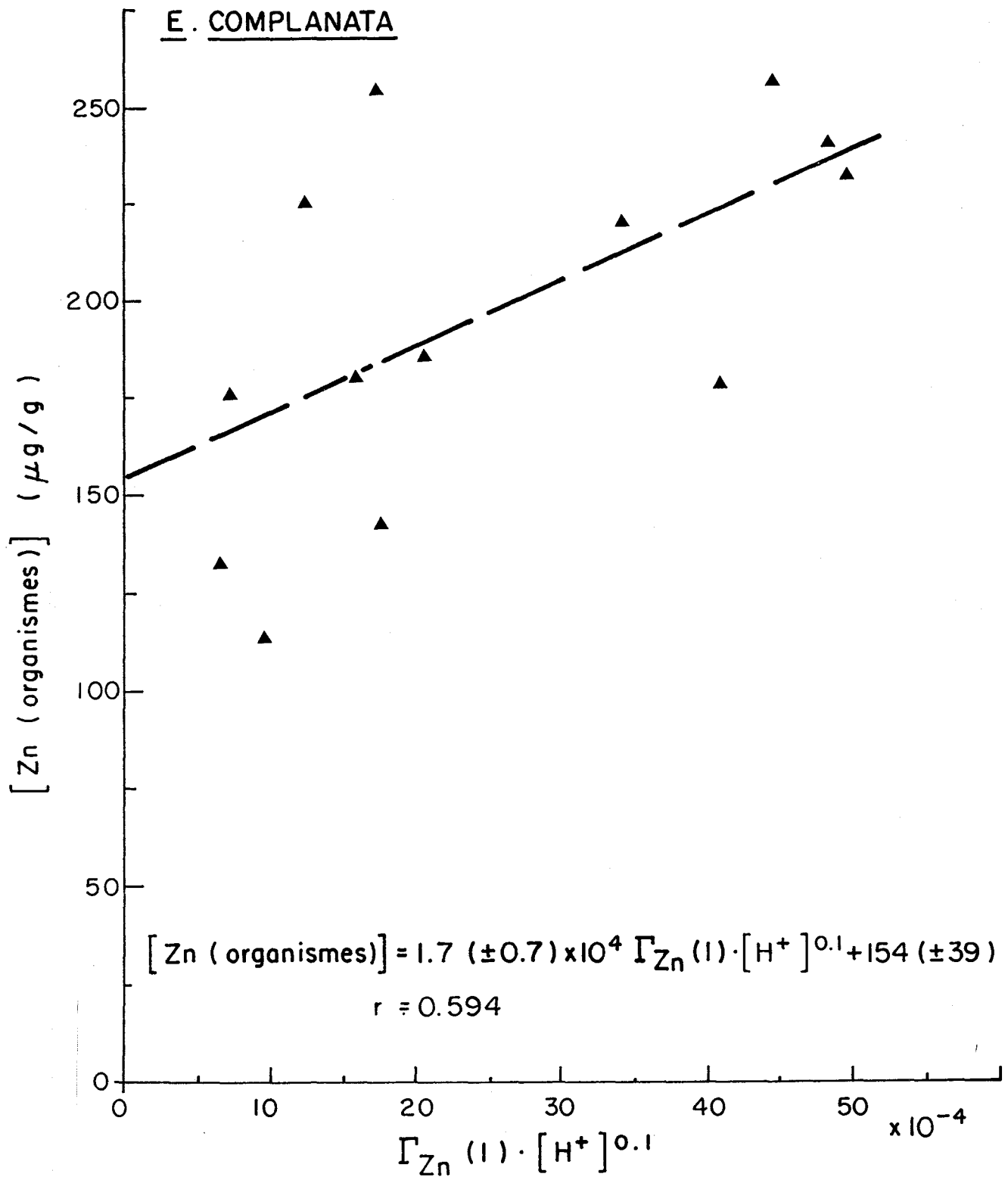


Figure 5.15 Relation entre la concentration de zinc dans E. complanata et $\Gamma_{\text{Zn}}(1) \cdot [\text{H}^+]^x$

Tableau 5.7 Équations de prédiction de la concentration de zinc dans différents tissus de Elliptio complanata.

Tissu	Équation	Coefficient de corrélation (r)
Branchies	$[Zn(\text{branchies})] = 4.2 (\pm 1.8) \times 10^5 \Gamma_{Zn}(1) \cdot [H^+]^{0.2} + 254 (\pm 182)$	0.570
Manteau	$[Zn(\text{manteaux})] = 1.1 (\pm 0.4) \times 10^4 \Gamma_{Zn}(1) + 164 (\pm 132)$	0.633
Hépatopancréas	$[Zn(\text{hépat.})] = 5.4 (\pm 1.1) \times 10^4 \Gamma_{Zn}(1) \cdot [H^+]^{0.3} + 124 (\pm 20)$	0.147
Reste	$[Zn(\text{restes})] = 9.2 (\pm 5.1) \times 10^2 \Gamma_{Zn}(1) + 103 (\pm 17)$	0.476
Organisme entier	$[Zn(\text{organismes})] = 1.7 (\pm 0.7) \times 10^4 \Gamma_{Zn}(1) \cdot [H^+]^{0.1} + 154 (\pm 39)$	0.594

L'hypothèse (H2) qui implique une compétition de H^+ avec Zn^{+2} est, comme dans le cas du cuivre, peu probable pour les mêmes raisons. L'hypothèse (H3) qui suppose un artefact (section 5.2.2) demeure également possible; comme dans le cas du cuivre, la seule façon de l'infirmier serait d'extensionner l'étude à des lacs de bas pH dont les sédiments sont contaminés en zinc. Par ailleurs, contrairement à ce qui était observé pour les autres métaux, les équations prédictives du zinc montrent des ordonnées à l'origine élevées et des pentes relativement faibles; en d'autres mots, les concentrations de zinc dans les tissus semblent peu varier avec les concentrations de ce métal dans les sédiments. Ce pourrait être dû à un contrôle efficace des concentrations internes de ce métal par les organismes (homéostasie).

5.3 Variation temporelle des concentrations de métaux dans les spécimens transférés

Pour cette expérience, on s'attendait à ce que les concentrations de Cd, Cu et Pb dans les bivalves indigènes (séries B→B et J→J) demeurent à peu près constantes, si on excepte des variations saisonnières possibles et que celles des organismes transférés (séries B→J et J→B) augmentent ou diminuent. En effet, les bivalves indigènes des deux lacs présentaient des concentrations très différentes de ces métaux (voir Tableaux 4.1 à 4.3 et Figures 4.1 à 4.3), ce qui devait amorcer des changements de concentrations internes de ces métaux dans le sens du gradient de concentration du milieu chez les organismes transférés.

Les concentrations de Cd, Cu et Pb dans les organismes entiers diminuent avec le temps pour la série J→B (voir les Figures 4.1 à 4.3), comme on s'y attendait. Une telle diminution peut être expliquée par: i) une excrétion nette de métaux due à la diminution de concentrations de métaux dans l'environnement; ii) un effet saisonnier (température, nourriture, taux métabolique, cycle de reproduction) ; iii) un effet de confinement dans les enclos. Si on compare la série J→J avec la série J→B, il semble que l'excrétion domine.

Comme on s'y attendait également, les concentrations de Cd, Cu et Pb dans les organismes entiers augmentent avec le temps pour la série B→J (voir les Figures 4.1 à 4.3). Une telle augmentation peut être expliquée par: i) une prise en charge (uptake) nette de métaux due à l'augmentation de concentration de métaux dans l'environnement; ii) un effet saisonnier; iii) un effet de confinement dans les enclos. Si on compare la série B→B avec la série B→J, il semble que la prise en charge nette de métaux domine. Les cas du cadmium et du cuivre sont cependant plus clairs que celui du plomb pour les raisons mentionnées à la section 4.1.2.

L'augmentation de la concentration de cadmium ou de cuivre dans les organismes en fonction du temps semble linéaire (Figures 4.1 et 4.2) et peut être décrite par l'équation:

$$C = C^{\circ} + kt \quad (5.15)$$

où C est la concentration de métal dans l'organisme, C° est la concentration initiale et k est une constante de vitesse. La pente de ces droites nous donne donc la constante de vitesse pour l'accumulation de ces métaux dans les organismes de la série B→J; on calcule ainsi des constantes de vitesse de 0.11 µg Cd/g-jour et de 0.18 µg Cu/g-jour. Si on fait l'hypothèse que l'augmentation de Cd et Cu se poursuit pendant toute l'année au taux observé pendant la période de l'étude (mai-octobre), il faudra de une (Cu) à deux (Cd) années aux bivalves de la série B→J pour atteindre les concentrations observées dans les bivalves de la série J→J. Ces temps correspondent probablement à des minimums puisque durant les mois d'hiver, les activités métaboliques sont réduites, ce qui réduit habituellement les taux d'augmentation des concentrations de métaux (Julshamm, 1981). Les constantes de vitesse pour la diminution de Cd et Cu (série J→B) sont probablement du même ordre de grandeur que celles observées pour l'augmentation (série B→J); la relation est cependant obscurcie par les écarts-types élevés qui doivent être rattachés aux valeurs moyennes de cette série.

Il est important de connaître les temps de réaction biologique à des changements de conditions du milieu aquatique. De tels changements peuvent

se produire, par exemple, lors d'activités de dragage, ou bien suite à un accroissement ou une réduction des pollutions industrielles. Ces temps de réaction devraient définir également la longueur de temps entre deux campagnes d'échantillonnage successives dans un réseau de surveillance où l'on fait appel à ces organismes comme bioindicateurs de pollution. Si les flux de métal sont élevés, l'échantillonnage devrait être fréquent pour permettre une surveillance continue; au contraire, si les flux de métaux dans ou hors de l'organisme sont faibles, un échantillonnage moins fréquent pourra être mis en place. Ainsi, les bivalves A. grandis pourraient être utilisés pour suivre l'évolution des concentrations de métaux dans l'environnement à moyen terme, par exemple sur une base annuelle. Ces temps de réaction, pour qu'on puisse leur accorder une signification environnementale doivent être déterminés in situ. Beaucoup d'études rapportées dans la littérature ont été réalisées en laboratoire et ont fait appel à des concentrations irréalistes de métaux ajoutées sous formes dissoutes; les temps de réaction obtenus sur cette base ont peu de signification environnementale.

À titre de comparaison, quelques valeurs de temps de réaction sont données dans le Tableau 5.8; on remarque que ces mesures ont été effectuées essentiellement sur des bivalves marins. Les valeurs de $t^{\frac{1}{2}}$ pour A. grandis ont été estimées à partir de l'équation (5.9) ($t^{\frac{1}{2}} = (C^{\frac{1}{2}} - C^0)/k$). Les temps de demi-réaction observés pour les bivalves marins sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus dans cette étude pour A. grandis.

5.4 Emploi de Anodonta grandis et Elliptio complanata comme espèces indicatrices

La pollution du milieu aquatique par les métaux traces peut en principe être évaluée par l'analyse chimique des concentrations de ces métaux dans l'eau, les sédiments ou les organismes biologiques. Dans le cas des organismes biologiques, des populations indigènes ou des organismes transplantés d'un milieu à un autre peuvent être utilisés et les analyses peuvent impliquer des tissus particuliers ou l'ensemble des tissus des organismes. Les promoteurs de la mesure directe dans les organismes biologiques plutôt que

Tableau 5.8 Temps de demie-vie pour certains métaux dans des bivalves.

Métal	Espèce	$t^{\frac{1}{2}}$ (jours)	Référence
^{65}Zn	<u>Mytilus californianus</u>	76	Young and Folsom (1967)
^{65}Zn	<u>Mytilus californianus</u>	380	Seymour and Nelson (1973)
^{65}Zn	<u>Mytilus edulis</u>	277	Seymour and Nelson (1973)
^{65}Zn	<u>Crassostrea gigas</u>	347	Wolfe (1970)
Methyl-Hg	<u>Tapes decussatus</u>	481	Unlu <u>et al.</u> (1972)
Methyl-Hg	<u>Mytilus galloprovincialis</u>	1000	Miettinen <u>et al.</u> (1972)
Cd	<u>Anodonta grandis</u>	315	Ce travail
Cu	<u>Anodonta grandis</u>	143	Ce travail

dans l'eau ou les sédiments avancent les arguments suivants pour justifier leur choix:

- Les concentrations de métaux traces sont souvent très faibles dans l'eau; les mesures peuvent demander des étapes de pré-concentration laborieuse et les dangers de contamination sont présents à plusieurs étapes. À certains sites, les concentrations de métaux traces dans l'eau peuvent être variables, dépendant de facteurs hydrologiques ou de rejets intermittents. La réponse des organismes biologiques (bioaccumulation, mortalité, croissance, etc.) n'est fonction que de certaines formes des métaux traces dissous dont les concentrations sont difficiles à mesurer. Les concentrations de métaux traces dissous permettent difficilement de prédire les effets de synergie/antagonisme au niveau des organismes.
- Les concentrations de métaux traces dans les sédiments peuvent être variables dans l'espace (en profondeur dans la colonne de sédiments; latéralement à une profondeur donnée). Un des problèmes majeurs est d'estimer la proportion des métaux dans les sédiments qui est disponible pour les organismes biologiques; cette proportion dépendra des formes sous lesquelles les métaux sont présents, de la granulométrie et d'autres facteurs géochimiques. Les concentrations de métaux traces dans les sédiments permettent difficilement de prédire les interactions entre métaux (synergie/antagonisme) au niveau des organismes.
- La mesure des concentrations de métaux traces dans des organismes biologiques plutôt que dans l'eau ou les sédiments permet de contourner les hypothèses sur les fractions disponibles et sur les interactions entre métaux (synergie/antagonisme). De plus, les organismes biologiques intègrent souvent sur une période de temps relativement longue, éliminant ainsi la nécessité d'un échantillonnage fréquent comme dans le cas de l'eau.

Par ailleurs, la mesure des concentrations de métaux traces chez les organismes biologiques peut être sensible à plusieurs variables biologiques (âge, cycle de reproduction, etc). De plus, la disponibilité biologique d'un métal dans un environnement donné sera différente pour différents organismes, dépendant de plusieurs facteurs comme leur stratégie de nutrition, leur chimie de la digestion, leur comportement physiologique, etc.

L'utilisation des mollusques bivalves comme indicateurs biologiques de la pollution par les métaux traces a fait l'objet de nombreux travaux en milieux marins et estuariens; les études relatives aux eaux douces sont cependant beaucoup moins nombreuses. Dans la section qui suit, on dégage, à partir de ces diverses études, les caractéristiques d'un bon indicateur de pollution et on vérifie que Anodonta grandis et Elliptio complanata possèdent ces caractéristiques. Ensuite, on émet quelques suggestions dans l'éventualité où l'emploi de ces organismes serait retenu.

5.4.1 Caractéristiques

Les caractéristiques d'un bon indicateur biologique, telles que mentionnées dans la littérature (e.g. Phillips, 1977; Forester, 1980; Bryan et al., 1985) sont décrites ci-dessous.

- Corrélation simple entre la concentration de métal dans l'organisme et celle dans son environnement. Il s'agit là de la caractéristique la plus importante (Klumpp and Burdon-Jones, 1982), sans laquelle on ne peut comparer entre eux plusieurs sites. Des relations entre les concentrations de métaux dans les tissus de E. complanata et celles dans les sédiments ont été présentées à la section 5.2 pour le cadmium (Tableau 5.4), le cuivre (Tableau 5.5) et le plomb (Tableau 5.6); on a discuté également dans cette section, de façons d'améliorer les relations présentées. De bonnes relations n'ont pu être obtenues pour Zn à cause présumément d'un contrôle homéostatique de cet élément.

- Commun, abondant. Les deux espèces sont assez répandues au Québec (Clarke, 1981). Nous avons retrouvé ces espèces dans les régions des Cantons de l'Est, de Rouyn-Noranda et de Chibougamau; Magnin et Stanezykowska (1971) rapportent la présence de E. complanata dans les lacs St-Louis et Des Deux-Montagnes. On ne retrouve cependant pas ces organismes dans des milieux où le pH est bas; d'après notre expérience, les limites inférieures du pH se situeraient à ~ 6 pour E. complanata et ~ 7 pour A. grandis. Lorsqu'on les retrouve à un site donné, ils sont assez abondants et facilement identifiables.
- Possibilité de transplantation. La transplantation d'organismes indicateurs peut présenter un intérêt dans plusieurs cas. Elle pourra être utile, par exemple, si les organismes en question sont absents d'un site donné. Les expériences de transplantation que nous avons effectuées avec A. grandis (voir les sections 3, 4.1 et 5.3) montrent que ces organismes se prêtent bien à une transplantation. Ils sont résistants, se transportent assez facilement d'un site à l'autre et peuvent être maintenus facilement en captivité dans une enceinte fabriquée simplement. De plus, ils peuvent être laissés plusieurs années à un site, leur longévité étant d'environ 5-10 ans (Forester, 1980); en relation avec ce dernier point, il est possible d'obtenir une estimation de leur âge par les lignes de croissance de leur coquille.
- Sédentarité. Idéalement, les organismes indicateurs doivent être sédentaires pour refléter l'état d'un site donné. Les deux espèces de bivalves étudiés sont sédentaires ou du moins possèdent une mobilité limitée (Forester, 1980).
- Accumulateurs, tolérants. De façon générale, les bivalves sont reconnus pour accumuler une grande variété de substances toxiques, notamment de métaux traces, sans pour autant subir de grands dommages apparents. C'est une des raisons de leur popularité comme organismes indicateurs. Les gammes de concentrations observées chez les bivalves peuvent également être importantes; en principe, plus la

gamme est grande, plus ce sera facile de discriminer entre les sites. Pour E. complanata, nous avons observé les gammes suivantes pour l'ensemble des tissus: Cd (1.6 à 36 µg/g); Cu (5.2 à 39 µg/g); Pb (0.2 à 108 µg/g); Zn (114 à 255 µg/g). Pour A. grandis, nous avons observé les gammes suivantes: Cd (4.7 à 87 µg/g); Cu (6.6 à 63 µg/g); Pb (1.5 à 13.8 µg/g); Zn (134 à 357 µg/g). De plus, Forester (1980) rapporte des variations de concentrations d'aluminium entre 79 et 5318 µg/g dans les tissus mous de Anodonta sp. Mentionnons que les concentrations (et les gammes de concentrations) peuvent être plus grandes pour certains tissus (p.e. branchies et manteau) que pour l'ensemble des tissus.

• Intégrateurs. Les résultats de l'expérience de transplantation (voir les Figures 4.1 et 4.2) montrent que A. grandis intègre sur plusieurs mois les conditions de son environnement; il en est probablement de même pour E. complanata. Cette caractéristique peut constituer un avantage pour mesurer des effets à moyen ou long terme.

• Autres caractéristiques. En plus des caractéristiques décrites ci-dessus, mentionnons que les deux espèces de bivalve sont faciles à identifier, supportent bien le transport et fournissent suffisamment de matériel pour les analyses même si on se limite à un seul tissu. De plus, les concentrations de métaux dans les tissus sont généralement suffisamment élevées pour qu'il soit facile de les mesurer. Les deux seuls métaux qui nous ont posé quelques problèmes sont le nickel et le plomb pour qui les limites de détection en spectrométrie d'absorption atomique ne sont pas très bonnes et pour qui la qualité des mesures semble dépendre de la digestion; ces problèmes sont en voie d'être résolus.

5.4.2 Suggestions relatives à l'utilisation des bivalves comme organismes indicateurs

Comme on l'a vu à la section précédente, les deux bivalves étudiés (E. complanata et A. grandis) présentent un bon potentiel pour le "monitoring"

biologique. Dans l'éventualité où l'utilisation de ces organismes serait retenue, il nous apparaît opportun de mentionner quelques points pratiques qui découlent en partie de nos observations.

- Influence de facteurs biologiques. Plusieurs facteurs, surtout d'ordre biologique, sont susceptibles d'influencer les concentrations de métaux traces dans les tissus de bivalves obtenus d'un site donné. En principe, ces facteurs peuvent introduire de la variabilité dans les relations entre les concentrations de métaux dans les organismes et celles dans leur environnement et il faut s'efforcer de minimiser cette variabilité systématique.

Des effets de l'âge, du poids ou des paramètres allométriques des bivalves sur la bioaccumulation de Cd, Cu, Ni, Pb, Zn ont déjà été mis en évidence, en particulier pour des espèces marines (ex. Boyden, 1974; Cossa et al., 1979; 1980). Les relations observées dépendent des espèces biologiques et des métaux considérés; elles peuvent également dépendre des sites (Strong et Luoma, 1981). Dans une étude récente effectuée à deux sites (40 individus/site; gamme de dimension la plus grande possible), on n'a pu mettre en évidence pour A. grandis d'effet de l'âge ou du poids de ces organismes sur la bioaccumulation (Tessier et al., 1986). Ceci laisse supposer que lors des prélèvements sur le terrain (ou pour les fins de la transplantation), on n'a pas à se limiter à une même taille des individus.

Des variations saisonnnières de concentrations de Ag, Cd, Cu, Ni, Pb dans les tissus mous de certains bivalves d'origine marine sont rapportées dans la littérature (ex. Bryan, 1973; Cossa et al., 1980; Strong et Luoma, 1981). On attribue généralement ces variations de concentrations au cycle de reproduction des organismes ou à des changements saisonniers de leur poids. Dans notre cas, l'indice de condition des spécimens indigènes de A. grandis varie peu dans le temps (voir la Figure 4.4 pour les expériences de transfert), ce qui suggère qu'on n'a pas à se préoccuper de changements saisonniers de poids des organismes indigènes. Par contre, il faudra se méfier des

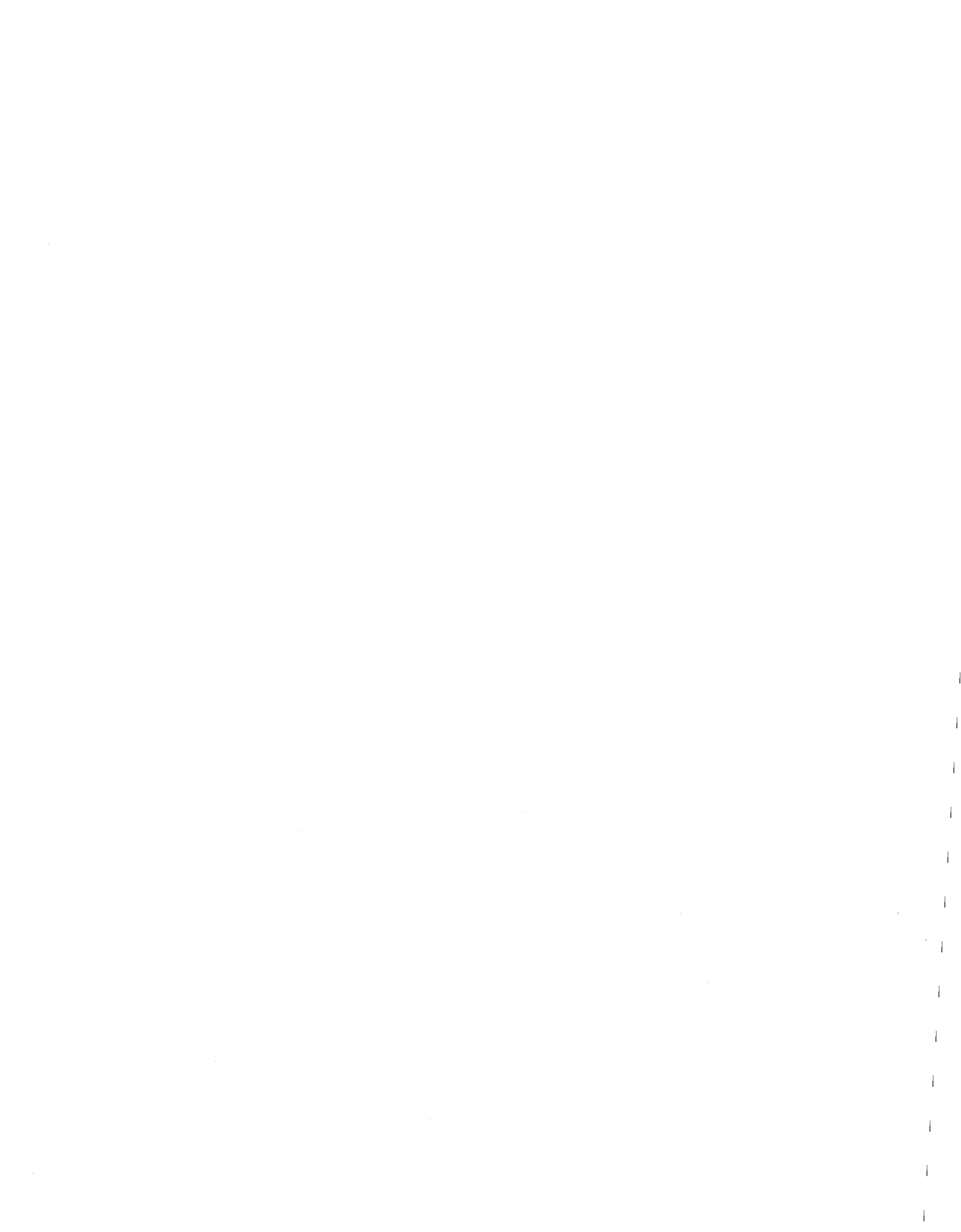
variations de poids des organismes transférés (voir la Figure 4.4; série B→J) si on procède à des transplantations d'organismes. Par ailleurs, on a déjà mis en évidence (Tessier et al., 1982) que les femelles gravides de A. grandis présentaient des concentrations de Cu et Zn systématiquement plus faibles que les autres spécimens. Cette variation systématique des concentrations était due à la présence de grandes quantités d'oeufs/glochidia (jusqu'à 40% du poids total des tissus mous) dont les concentrations en ces métaux étaient faibles. Pour éliminer ces variations, il suffirait soit d'éliminer de l'analyse chimique les organismes gravides, soit d'éviter d'échantillonner dans la période où des organismes sont gravides, c'est-à-dire entre ~ septembre et mai pour A. grandis (Fuller 1974) et entre mi-mai et mi-juillet pour E. complanata (Matteson, 1948).

Même si on tient compte de toute la variabilité systématique qu'il est possible d'identifier, une certaine variabilité inhérente demeure, qu'on ne peut attribuer à aucun paramètre mesuré. En d'autres mots, en absence de variabilité systématique, tous les spécimens d'une espèce ne présentent pas la même concentration d'un métal à un site donné. De plus, les écarts de concentrations entre individus tendent à augmenter avec les concentrations moyennes pour donner un coefficient de variation ~ constant de l'ordre de 20 à 30%. Ceci implique qu'il sera nécessaire de prélever plusieurs individus à un même site si on veut obtenir une bonne estimation de la valeur moyenne. Par ailleurs, pour obtenir un plus grand nombre de spécimens à un site donné, on doit augmenter l'aire de recherche, ce qui peut augmenter la variabilité du substratum. D'un point de vue pratique, la collecte d'une dizaine d'individus/site nous apparaît un bon compromis (intervalle de confiance ($\alpha=0.05$) autour de la moyenne de $\pm 14\%$ à $\pm 20\%$; rayon de recherche typique d'environ 10 m). L'ensemble des individus pourrait être composé de façon à ne mener qu'à un seul échantillon à analyser, les erreurs liées à l'analyse étant faibles comparativement à la variabilité biologique inhérente.

- Fréquence d'échantillonnage. Les expériences de transplantation (voir les Figures 4.1 et 4.2) nous indiquent que A. grandis ne suit pas à court terme les changements de concentrations de métaux dans son environnement. Il s'agit plutôt d'un organisme intégrateur qui ne trouvera son utilité que pour des études à moyen ou long terme, c'est-à-dire pour mettre en évidence des changements de concentrations environnementales qui se font sur des périodes de mois, voire d'années. Ceci a une implication directe sur la fréquence d'échantillonnage; cette fréquence pourrait être annuelle ou, dans certains cas, mensuelle.
- Traitement des organismes prélevés. Lorsque les organismes arrivent au laboratoire, la première étape consiste à les laisser évacuer les sédiments ou autre matériel contenus dans leur système digestif. Le matériel contenu dans le système digestif peut en effet être riche en métaux traces et contribuer de façon importante à la concentration apparente de métaux traces accumulés; c'est de plus une source de variation additionnelle pour l'évaluation des concentrations de métaux bio-accumulés. D'après notre expérience, il suffit de maintenir les organismes pendant une journée dans de l'eau provenant du site de prélèvement pour s'assurer de la dépuración; on notera que pendant cette courte période de temps, la diminution de concentration de métaux bioaccumulés dans les tissus sera négligeable (voir Figures 4.1 et 4.2).

L'analyse pourra se faire sur l'ensemble des tissus ou sur des tissus particuliers. Chaque approche présente des avantages et des inconvénients. Les concentrations de métaux traces ne sont pas distribuées de façon homogène dans les tissus; certains tissus présentent des concentrations beaucoup plus élevées que d'autres. La mesure des concentrations dans les tissus individuels peut renseigner sur la route dominante de prise en charge et sur les effets biologiques des polluants, chaque tissu étant susceptible d'avoir des mécanismes distincts de détoxification. Cependant, il faut noter que l'analyse

des tissus individuels exige une dissection préalable, laquelle peut être une source d'erreurs (Uthe et Chou, 1987), particulièrement si plusieurs personnes sont impliquées. Mentionnons finalement qu'il est essentiel d'introduire, dans chaque série d'analyses, des étalons certifiés se rapprochant le plus possible des tissus/organismes étudiés.



CHAPITRE 6

CONCLUSIONS

6. CONCLUSIONS

Dans cette section, on fait ressortir les principales conclusions qu'on peut tirer de l'information contenue dans ce rapport.

- Les concentrations totales de métaux traces dans les sédiments présentent peu de pouvoir de prédiction des concentrations de ces métaux dans E. complanata (voir par exemple les Figures 5.4 et 5.10). C'est probablement vrai pour plusieurs autres organismes benthiques.
- On a par contre montré que les concentrations de certains métaux (ex Cd, Pb) dans E. complanata peuvent être prédites de façon adéquate en faisant intervenir les concentrations de métaux associés aux oxydes de fer dans la couche superficielle des sédiments oxydés, les concentrations de ces oxydes de fer et le pH de l'eau surnageante. Les relations sont de la forme:

$$[M(\text{organismes})] \propto \frac{[M \text{ associé aux oxydes de fer}]}{[\text{oxydes de fer}]} \cdot [H^+]^x \quad (6.1)$$

- L'équation (6.1) a une base mécanistique. Elle est dérivée (voir la section 5.2) en faisant appel à un mécanisme de prise en charge ("uptake") de métaux traces dissous dont les concentrations sont contrôlées par des réactions d'adsorption de ces métaux dans les sédiments. La section 5.1 montre, à la lumière des expériences qu'on a menées, que ces réactions d'adsorption sont plausibles. La partie à droite de l'équation (6.1) est probablement un substitut à $[M^{Z+}]$ qui est très difficile à mesurer directement.
- Parce qu'elle a une base mécanistique et qu'elle n'est pas purement empirique, la relation (6.1) présente le grand avantage d'être applicable à des milieux présentant diverses conditions physico-chimiques.

- . Parce qu'elle présente un pouvoir de prédiction de caractère général (dans le sens où elle est applicable à divers milieux), la relation (6.1) devrait permettre d'améliorer les critères scientifiques pour la gestion des métaux traces.

- . La prédiction des concentrations de métaux dans E. complanata à l'aide de la relation (6.1) peut être améliorée (voir la section 5.2) en augmentant le nombre de points surtout à bas pH et en utilisant pour déterminer les valeurs de pH la même base de temps que celle nécessaire pour que les métaux s'accumulent dans les organismes.

- . On devrait vérifier si l'équation (6.1) s'applique à plusieurs organismes benthiques.

- . Les expériences de transplantation de A. grandis montrent que l'accumulation de Cd et Cu dans cet organisme (de même que la diminution des concentrations de ces métaux dans les tissus) se fait lentement, sur des périodes de plusieurs mois. C'est probablement vrai pour d'autres métaux et pour d'autres bivalves du même genre.

- . Les bivalves étudiés possèdent les caractéristiques d'un bon indicateur biologique pour étudier des effets à long terme.

RÉFÉRENCES



RÉFÉRENCES

Badman, D.G. (1975). "Filtration of neutral red by fresh water clams in aerobic and hypoxic conditions". *Comp. Biochem. Physiol.*, 51A: 741-744.

Balistrieri, L.S. et J.W. Murray (1982). "The adsorption of Cu, Pb, Zn, and Cd on goethite from major ion seawater". *Geochim. Cosmochim. Acta*, 46: 1253-1265.

Balistrieri, L.S. et J.W. Murray (1983). "Metal-solid interactions in the marine environment: estimating apparent equilibrium binding constants". *Geochim. Cosmochim. Acta*, 47: 1091-1098.

Bates, S.S., A. Tessier, P.G.C. Campbell et J. Buffle (1982). "Zinc adsorption and transport by Chlamydomonas variabilis and Scenedesmus subspicatus (Chlorophyceae) grown in semicontinuous cultures". *J. Phycol.*, 18: 521-529.

Bayne, B.L. (1976). "Marine mussels: their ecology and physiology". Cambridge University Press, Cambridge, 495 p.

Benjamin, M.M. et J.O. Leckie (1981). "Multiple-site adsorption of Cd, Cu, Zn, and Pb on amorphous iron oxyhydroxide". *J. Colloid Interface Sci.*, 79: 209-221.

Boyden, C.R. (1974). "Trace element content and body size in molluscs". *Nature*, 251: 311-314.

Bryan, G.W. (1973). "The occurrence and seasonal variation of trace metals in the scallops Pecten maximus (L.) and Chlamys opercularis (L)". *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 53: 145-166.

Bryan, G.W., W.L. Langston, L.G. Hummerstone et G.R. Burt (1985). "A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators". *Ocas. Publ. No 4, Mar. Biol. Ass. U.K.*, 91 p.

Campbell, P.G.C., A. Tessier, M. Bisson et R. Bougie (1985). "Accumulation of copper and zinc in the yellow water lily, Nuphar variegatum: relationships to metal partitioning in the adjacent lake sediments". Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 23-32.

Campbell, P.G.C. et P. Stokes (1985). "Acidification and toxicity of metals to aquatic biota". Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 2034-2049.

Carignan, R. (1984). "Interstitial water sampling by dialysis: methodological notes". Limnol. Oceanogr., 29: 667-670.

Carignan, R. et J. Nriagu (1985). "Trace metal deposition and mobility in the sediments of two lakes near Sudbury, Ontario". Geochim. Cosmochim. Acta, 49: 1753-1764.

Chao, T.T. (1972). "Selective dissolution of manganese oxides in soils and sediments with acidified hydroxylamine hydrochloride". Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 36: 764-768.

Clarke, A.H. (1981). "Les mollusques d'eau douce du Canada". Musées Nationaux du Canada.

Cossa, D., E. Bourget et J. Piuze (1979). "Sexual maturation as a source of variation in the relationship between cadmium concentration and body weight of Mytilus edulis (L)". Mar. Pollut. Bull., 10: 174-176.

Cossa, D., E. Bourget, D. Pouliot, S. Piuze et J.P. Chanut (1980). "Geographical and seasonal variations in the relationships between trace metal content and body weight in Mytilus edulis". Mar. Biol., 58: 7-14.

Crosby, S.A., D.R. Glasson, A.H. Cuttler, I. Butler, D.R. Turner, M. Whitfield et G.E. Millward (1983). "Surface area and porosities of Fe(III)- and Fe(II)-derived oxyhydroxides". Environ. Sci. Technol., 17: 709-713.

De Bruin, J.P.C. et C. Davids (1970). "Observations on the rate of water pumping of the freshwater mussel Anodonta cygnea Zellensis (Gmplin)". Neth. J. Zool., 20: 380-391.

Forester, A.J. (1980). "Monitoring the bioavailability of toxic metals in acid-stressed shield lakes using pelecypod molluscs (clams, mussels)". Symp. Trace Subst. Environ. Health-XIV, p. 142-147.

Förstner, U. et G.T.W. Wittmann (1981). "Metal pollution in the aquatic environment". 2nd edition, Springer-Verlag.

Fuller, S.L.H. (1974). "Clams and mussels (mollusca; bivalvia)" dans "Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates", C.W. Hart et S.L.H. Fuller, Eds., Academic Press, New York.

Harrison, G.I., P.G.C. Campbell et A. Tessier (1986). "Effects of pH changes on zinc uptake by Chlamydomonas variabilis (Chlorophyceae) in batch cultures". Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 86-94.

Harvey, R.W. et S.N. Luoma (1985). "Separation of solute and particulate vectors of heavy metal uptake in controlled suspension-feeding experiments with Macoma balthica". Hydrobiologia, 121: 97-102.

Hem, J.D. (1972). "Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and groundwater". Water Resour. Res., 8: 661-679.

Hem, J.D. (1976). "Geochemical controls on lead concentrations in stream water and sediments". Geochim. Cosmochim. Acta, 40: 599-609.

Jenne, E.A. et S.N. Luoma (1977). "Forms of trace elements in soils, sediments, and associated waters: an overview of their determination and biological availability" dans "Biological Implications of Metals in the Environment", H. Drucker et R.E. Wildung, Eds., Technical Information Center, U.S. Energy Research and Development Administration, p. 110-143.

Julshamm, K. (1981). "Studies on major and minor elements in molluscs in western Norway. VI. Accumulation and depletion of cadmium and lead and 5 further elements in tissues of oysters (Ostrea edulis), and common mussel (Mytilus edulis) by transfer between waters of highly different heavy metal loads". Fisk. Dir. Skr., Ser Ernaering, 1: 247-265.

Kinniburgh, D.G. et M.L. Jackson (1981). "Cation adsorption by hydrous metal oxides and clay" dans "Adsorption of Inorganics at Solid-Liquid Interfaces", M.A. Anderson et A.J. Rubin, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., p. 91-160.

Kinniburgh, D.G. et M.L. Jackson (1982). "Concentration and pH dependence of calcium and zinc adsorption by iron hydrous oxide gel". Soil Sci. Soc. Amer. J., 46: 56-61.

Klumpp, D.W. et C. Burdon-Jones (1982). "Investigations of the potential of bivalve molluscs as indicators of heavy metal levels in tropical marine waters". Aust. J. Mar. Freshwater Res., 33: 285-300.

Krauskopf, K.B. (1956). "Factors controlling the concentrations of thirteen rare metals in sea-water". Geochim. Cosmochim. Acta, 9: 1-32B.

Langston, W.J. (1980). "Arsenic in U.K. estuarine sediments and its availability to benthic organisms". J. Mar. Biol. Ass. U.K., 60: 869-881.

Langston, W.J. (1982). "The distribution of mercury in British estuarine sediments and its availability to deposit-feeding bivalves". J. Mar. Biol. Ass. U.K., 62: 667-684.

Leckie, J.O., M.M. Benjamin, K. Hayes, G. Kaufman et S. Altman (1980). "Adsorption/coprecipitation of trace elements from water with iron oxyhydroxide", Electric Power Research Institute Report CS-1513, Palo Alto, California.

Lion, L.W., R.S. Altman et J.O. Leckie (1982). "Trace-metal adsorption characteristics of estuarine particulate matter: evaluation of contribution of Fe/Mn oxide and organic surface coatings". Environ. Sci. Technol., 16: 660-666.

Luoma, S.N. (1976). "A comparison of two methods for determining copper partitioning in oxidized sediments". Mar. Chem., 20: 45-59.

Luoma, S.N. et G.W. Bryan (1978). "Factors controlling the availability of sediment-bound lead to the estuarine bivalve Scrobicularia plana". J. Mar. Biol. Ass. U.K., 58: 793-802.

Luoma, S.N. et G.W. Bryan (1981). "A statistical assessment of the form of trace metals in oxidized estuarine sediments employing chemical extractants". Sci. Total Environ., 17: 165-196.

Luoma, S.N. et J.A. Davis (1983). "Requirements for modeling trace metal partitioning in oxidized estuarine sediments". Mar. Chem., 12: 159-181.

Luoma, S.N. et E.A. Jenne (1977). "The availability of sediment-bound cobalt, silver, and zinc to a deposit-feeding clam" dans "Biological Implications of Metals in the Environment", R.E. Wildung et H. Drucker, Eds., Technical Information Center, U.S. Energy Research and Development Administration, p. 213-231.

Magnin, E. et A. Stanczykowska (1971). "Quelques données sur la croissance, la biomasse et la production annuelle de trois mollusques Unionidae de la région de Montréal". Can. J. Zool., 49: 491-497.

Matteson, M.R. (1948). "Life history of Elliptio complanatus (Dillwyn, 1817)". Amer. Midl. Natur., 40: 690-723.

Miettinen, J.K., M. Heyraud et S. Keckes (1972). "Mercury as a hydrospheric pollutant. II. Biological half-time of methyl mercury in four Mediterranean species: a fish, a crab and two molluscs" dans "Marine Pollution and Sea Life", M. Ruivo [ed.], p. 295-298. Fishing News (Books) Ltd, Surrey, England.

Millward, G.E. et R.M. Moore (1982). "The adsorption of Cu, Mn, and Zn by iron oxyhydroxide in model estuarine solutions". *Water Res.*, 16: 981-985.

Oakley, S.M., P.O. Nelson et K.J. Williamson (1981). "Model of trace-metal partitioning in marine sediments". *Environ. Sci. Technol.*, 15: 474-480.

Petersen, R. (1982). "Influence of copper and zinc on the growth of a freshwater alga Scenedesmus quadricauda: the significance of chemical speciation". *Environ. Sci. Technol.*, 16: 443-447.

Philipps, D.J.H. (1977). "The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution on marine and estuarine environments. A review". *Environ. Pollut.*, 13: 281-317.

Pohlo, R.H. (1973). "Feeding and associated functional morphology in Tagelus californianus and Florimetus obesa (Bivalvia: Tellinacea)". *Malacologia*, 12: 1-11.

Schenck, R.C., A. Tessier et P.G.C. Campbell (1987). "The effect of pH on iron and manganese uptake by a green alga". *Limnol. Oceanogr.* (accepté pour publication).

Schindler, P.W. (1967). "Heterogeneous equilibria involving oxides, hydroxides, carbonates, and hydroxide carbonates" dans "Equilibrium Concepts in Natural Water Systems", W. Stumm, Ed., Amer. Chem. Soc., Washington, D.C., Adv. Chem. Ser., 67: 196-221.

Schindler, P.W. (1975). "Removal of trace metals from the oceans: a zero order model". *Thalassia Jugoslavica*, 11: 101-111.

Schindler, P.W. (1981). "Surface complexes at oxide-water interfaces" dans "Adsorption of Inorganics at Solid-Liquid Interfaces", M.A. Anderson et A.J. Rubin, Eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., p. 1-49.

Seymour, A.H. et V.A. Nelson (1973). "Decline of ^{65}Zn in marine mussels following the shutdown of Hanford reactors" dans "Radioactive Contamination of the Marine Environment", IAEA Report SM-158116. Vienne. International Atomic Energy Agency.

Smith, R.M. et A.E. Martell (1976). "Critical stability constants". Vol. 4. Plenum Press, New York.

Strong, C.R. et S.N. Luoma (1981). "Variations in the correlation of body size with concentrations of Cu and Ag in the bivalve Macoma balthica". Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38: 1059-1064.

Sunda, W.G., D.W. Engel et R.M. Thuotte (1978). "Effect of chemical speciation on toxicity of cadmium to grass shrimp, Palaemonetes purgion: importance of free cadmium ion". Environ. Sci. Technol., 12: 409-413.

Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson (1979). "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals". Anal. Chem., 51: 844-851.

Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson (1980). "Trace metal speciation in the Yamaska and St-François rivers (Québec)". Can. J. Earth Sci., 17: 90-105.

Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson (1982a). "Particulate trace metal speciation in stream sediments and relationships with grain size: implication for geochemical exploration". J. Geochem. Explor., 16: 77-104.

Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair, M. Bisson et H. Boucher (1982). "Évaluation de l'impact de rejets miniers sur des organismes biologiques". INRS-Eau, rapport scientifique No 146 (pour Environnement Canada).

Tessier, A., P.G.C. Campbell et J.C. Auclair (1983). "Relationships between trace metal partitioning in sediments and their bioaccumulation in freshwater pelecypods". Intern. Conf. Heavy Metals Environ., Heidelberg, p. 1086-1089.

Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair et M. Bisson (1984). "Relationships between the partitioning of trace metals in sediments and their accumulation in the tissues of the freshwater mollusc Elliptio complanata in a mining area". Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 1463-1472.

Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair, P. Ardisson, C. Legrand, D. Huizenga et R. Schenck (1985a). "Accumulation of trace metals in a freshwater mussel: some physico-chemical and biological factors involved". Intern. Conf. Heavy Metals Environ., Athenes, p. 682-684.

Tessier, A., F. Rapin et R. Carignan (1985b). "Trace metals in oxic lake sediments: possible adsorption onto iron oxyhydroxides". Geochim. Cosmochim. Acta, 49: 183-194.

Tessier, A., J.C. Auclair, P. Ardisson, D. Huizenga, R. Schenck et C. Legrand (1986). "Étude de la biodisponibilité de métaux traces particulières pour des pélecypodes". INRS-Eau, rapport scientifique No 202 (pour le Conseil National de la Recherche du Canada).

Tessier, A. et P.G.C. Campbell (1987). "Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability". Hydrobiologia, 149: 43-52.

Turner, D.R. (1984). "Relationships between biological availability and chemical measurements" dans "Metal Ions in Biological Systems", vol. 18, H. Sigel, Ed., Marcel Dekker, p. 137-164.

Unlu, M.Y., M. Heyraud et S. Keckes (1972). "Mercury as a hydrospheric pollutant. I. Accumulation and excretion of $^{203}\text{HgCl}_2$ in Tapes decussatus L.". Marine Pollution and Sea Life, M. Ruivo, Ed., p. 292-295. Fishing News (Books) Ltd, Surrey, England.

Uthe, J.F. et C.L. Chou (1987). "Cadmium in sea scalop (Placopecten magellanicus) tissues from clean and contaminated areas". Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44: 91-98.

Voth-Beach, L.M. et D.E. Schrader (1986). "Graphite furnace atomic absorption spectroscopy: new approaches to matrix modification". Spectroscopy, No October 1986.

Wolfe, D.A. (1970). "Levels of stable Zn and ^{65}Zn in Crassostrea virginica from North Carolina". J. Fish. Res. Bd. Can., 27: 47-57.

Young, D.R. et T.R. Folsom (1967). "Loss of Zn-65 from the California sea-mussel Mytilus californianus". Biol. Bull., 133: 438-447.

Zamuda, C.D. et W.G. Sunda (1982). "Bioavailability of dissolved copper to the American oyster Crassostrea virginica. I. Importance of chemical speciation". Mar. Biol., 66: 77-82.

ANNEXE A.1

Stations d'échantillonnage pour l'étude de facteurs abiotiques qui influencent l'accumulation de métaux chez les bivalves.

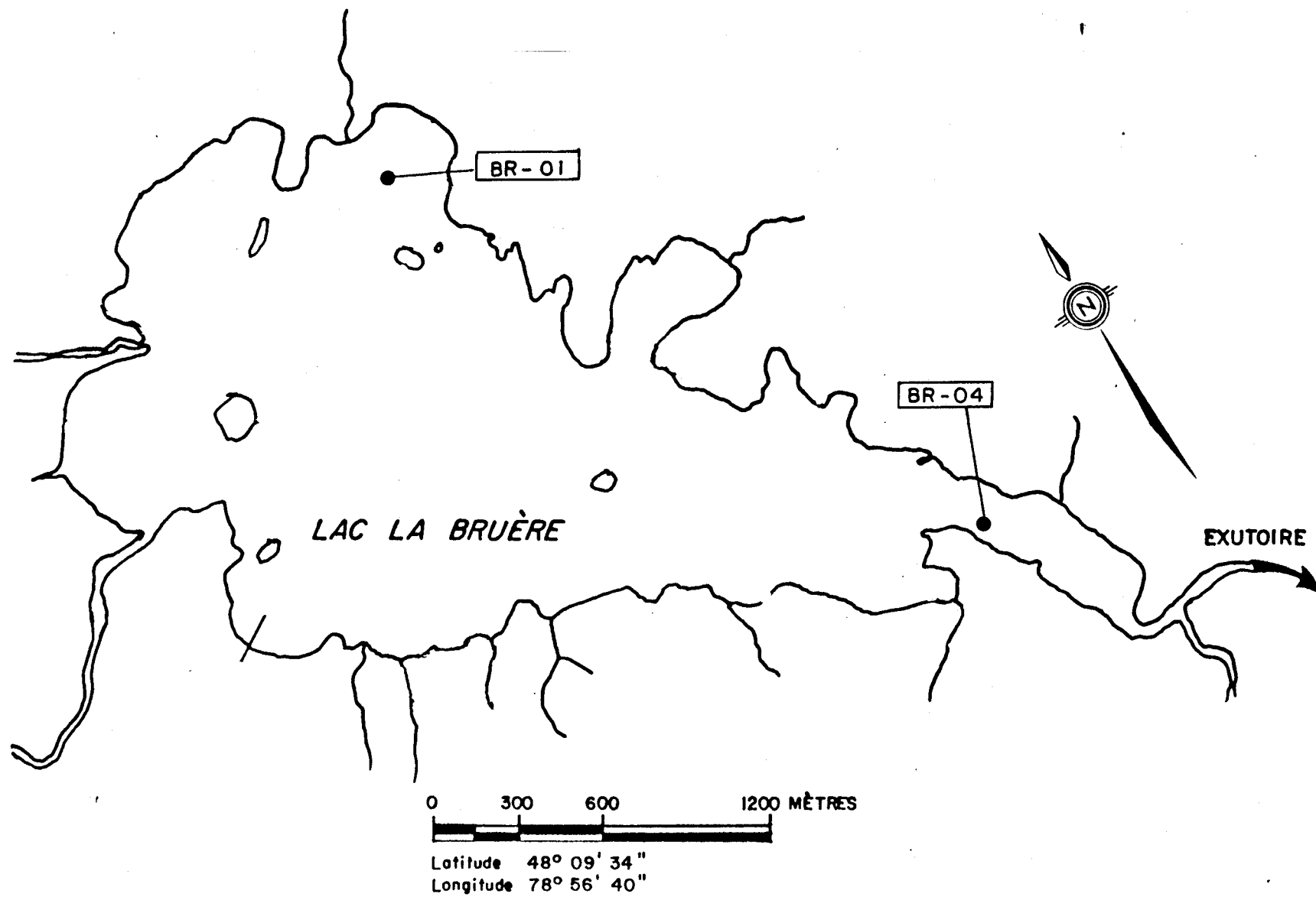


FIGURE A.1.1 Localisation des stations d'échantillonnage BR-01 et BR-04.

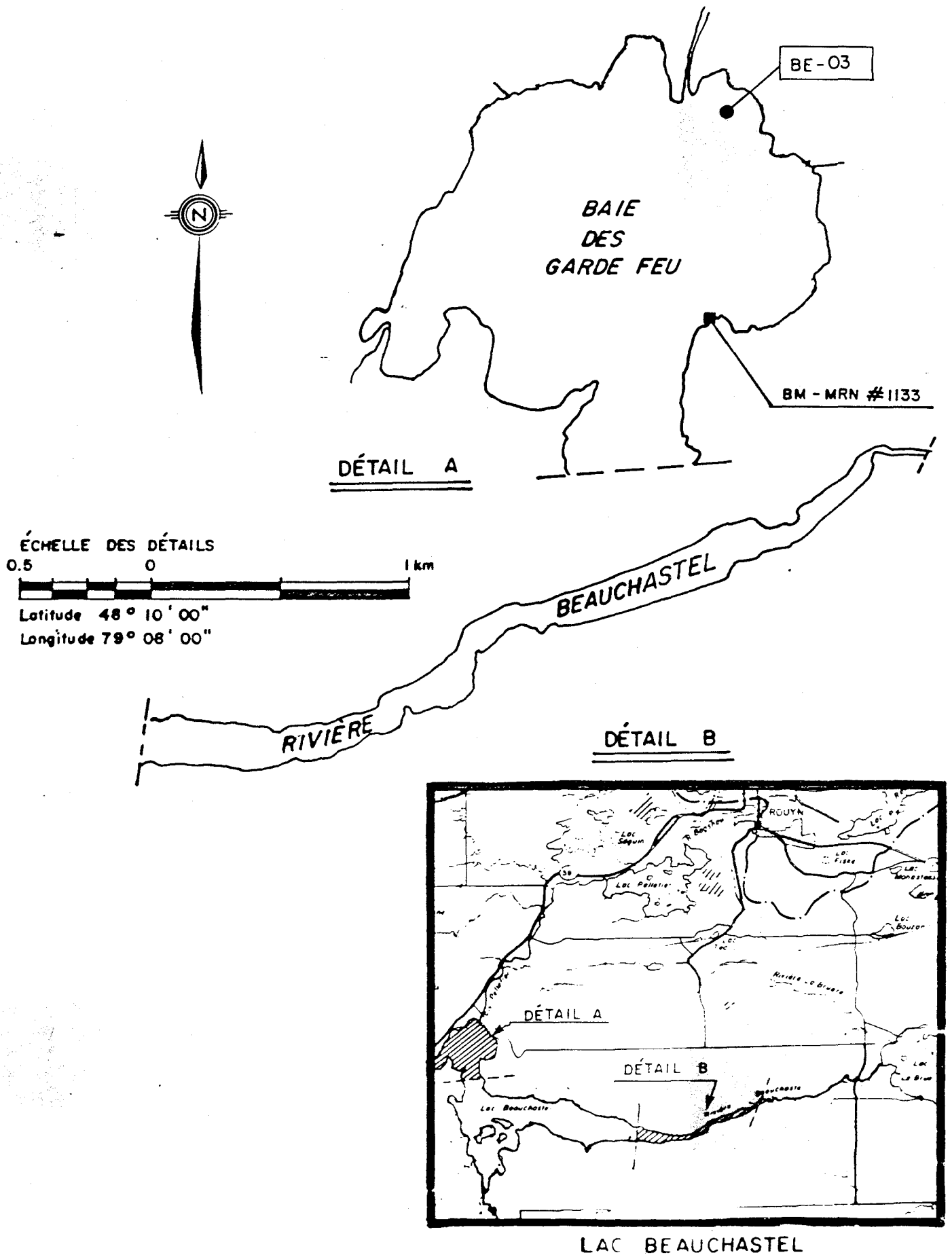


FIGURE A.1.2 Lac Beauchastel - Station d'échantillonnage BE-03

LAC AYLMER

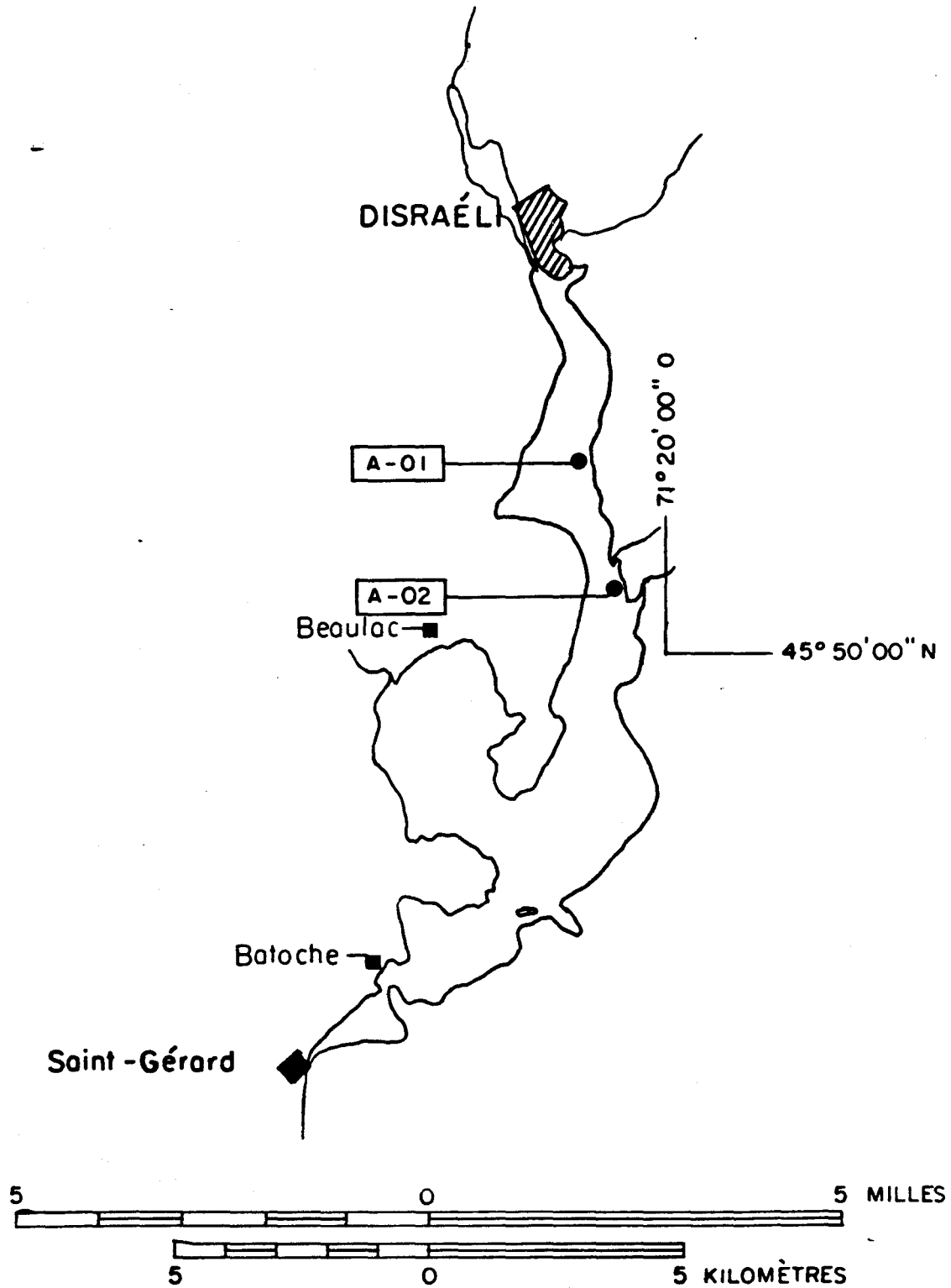


FIGURE A.1.3 Localisation des stations d'échantillonnage A-01 et A-02.

LAC MEMPHRÉMAGOG

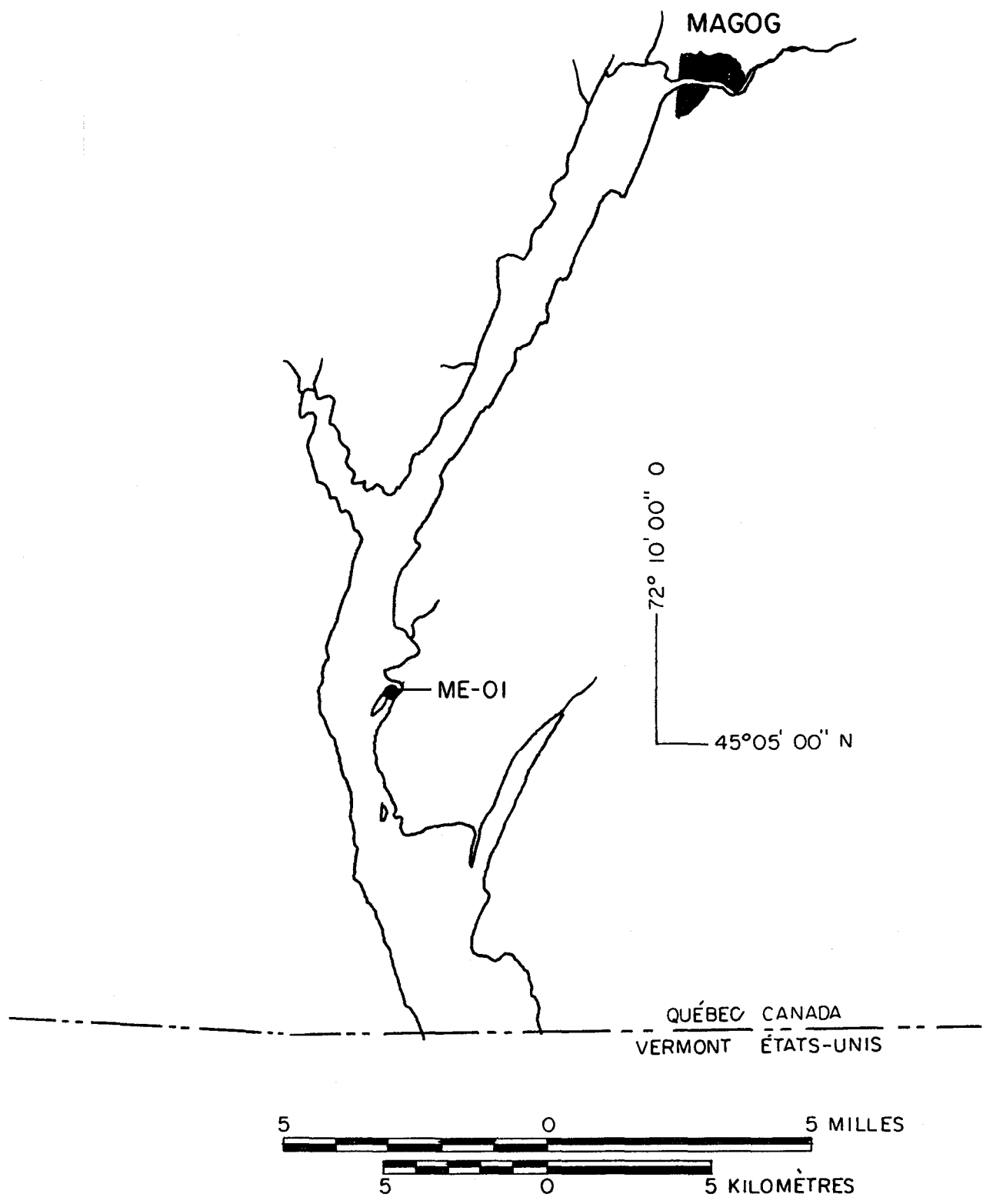


FIGURE A.1.4 Localisation de la station d'échantillonnage ME-01.

LAC MASSAWIPPI

LAT : 45° 15' LONG. 72° 00'

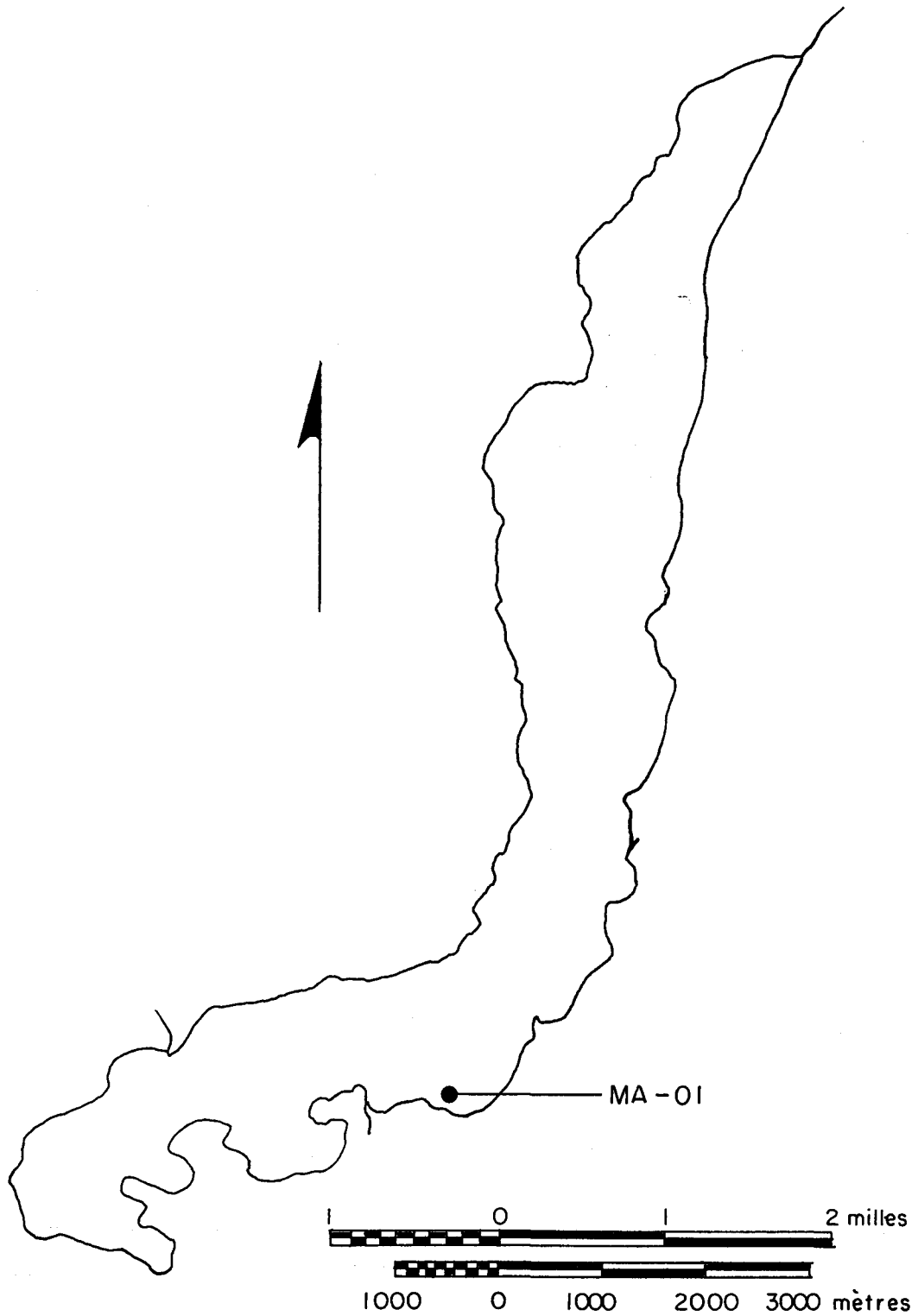


FIGURE A.1.5 Localisation de la station d'échantillonnage MA-01.

LAC HARP

LAT. : 45° 23' LONG. 79° 08'

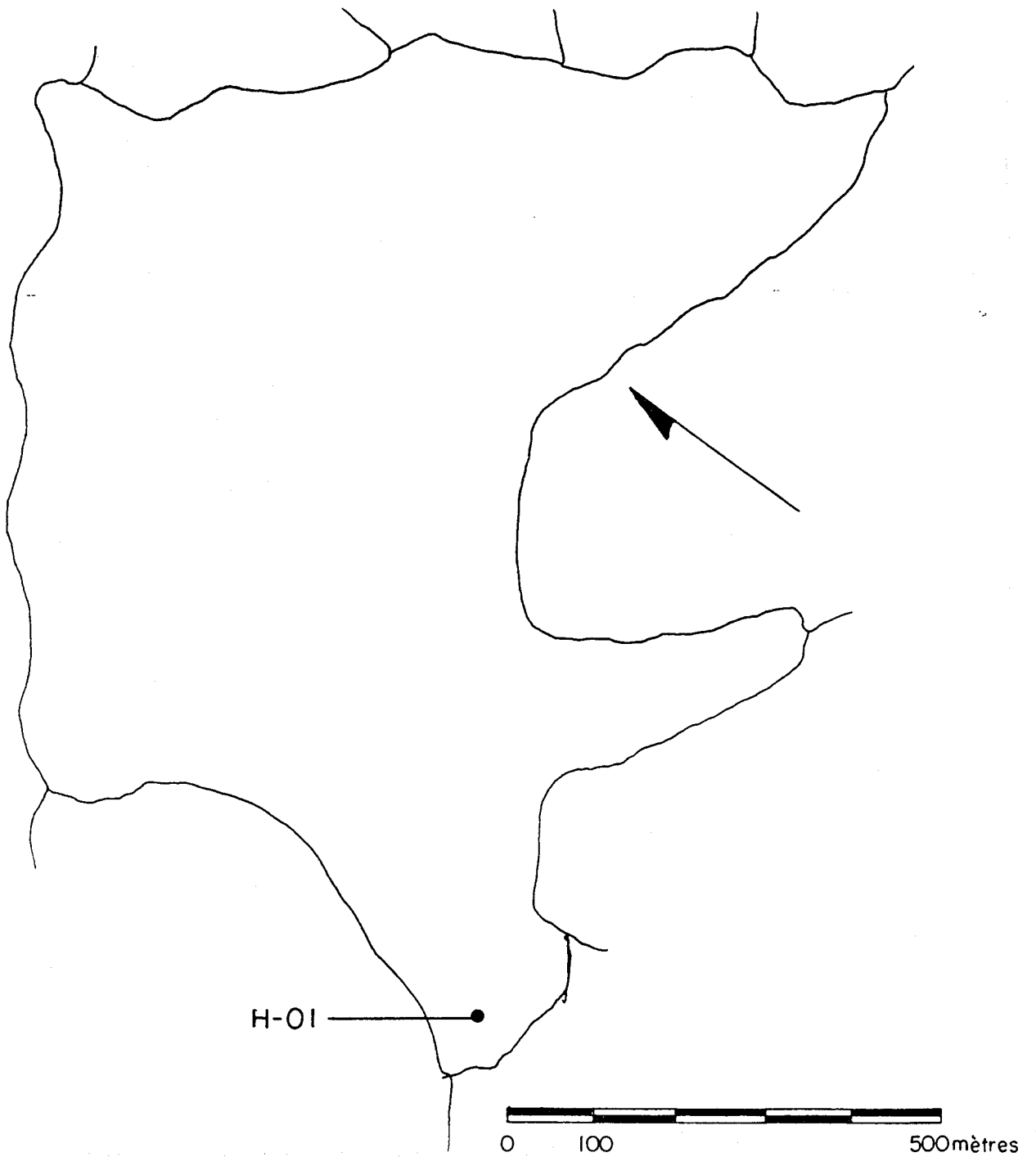


FIGURE A.1.6 Localisation de la station d'échantillonnage H-01.

LAC OF BAYS

LAT.: 45°15' LONG. 79°00'

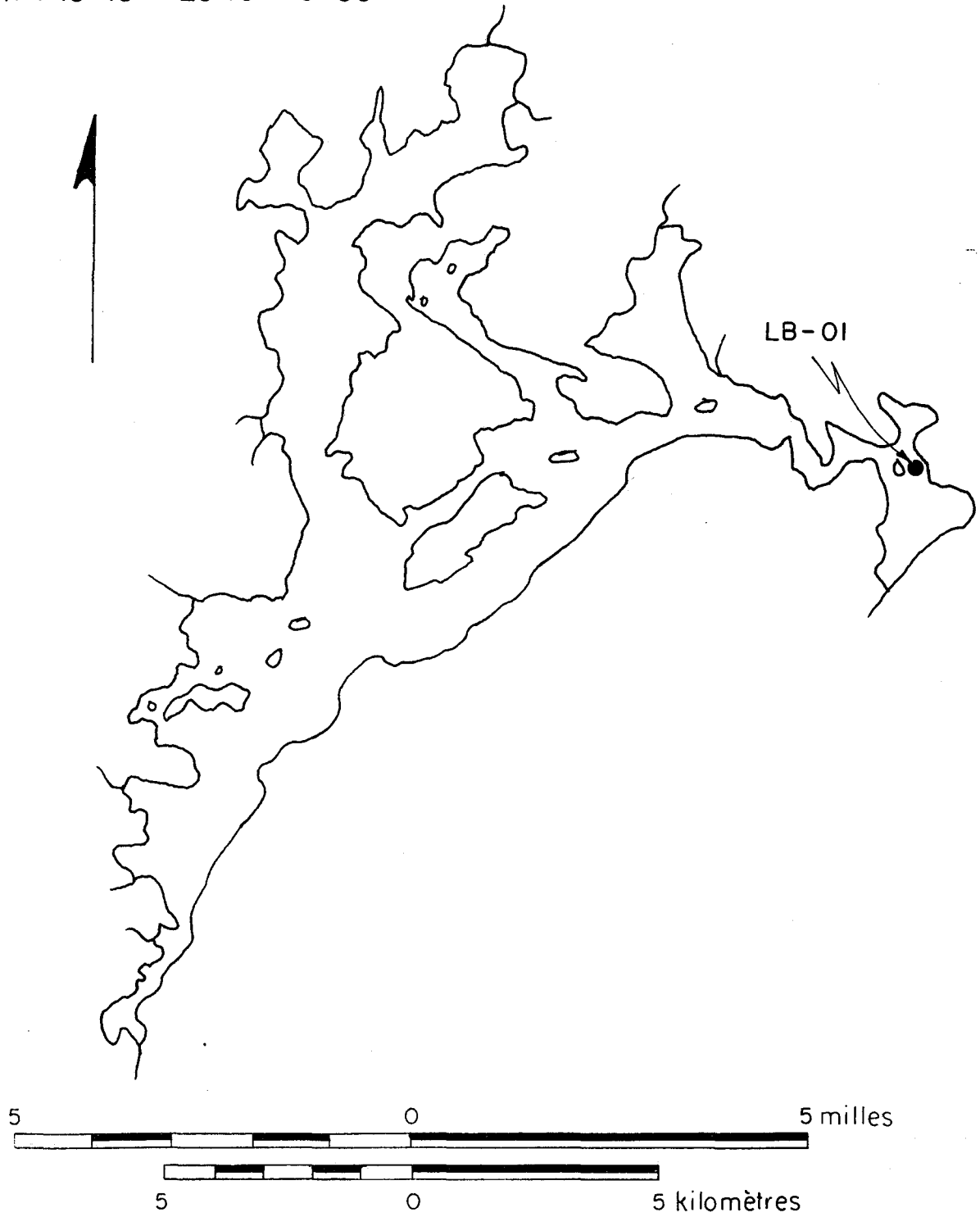


FIGURE A.1.7 Localisation de la station d'échantillonnage LB-01.

A.1.8

LAC CHUB

LAT.: 45° 13' LONG. 78° 59'

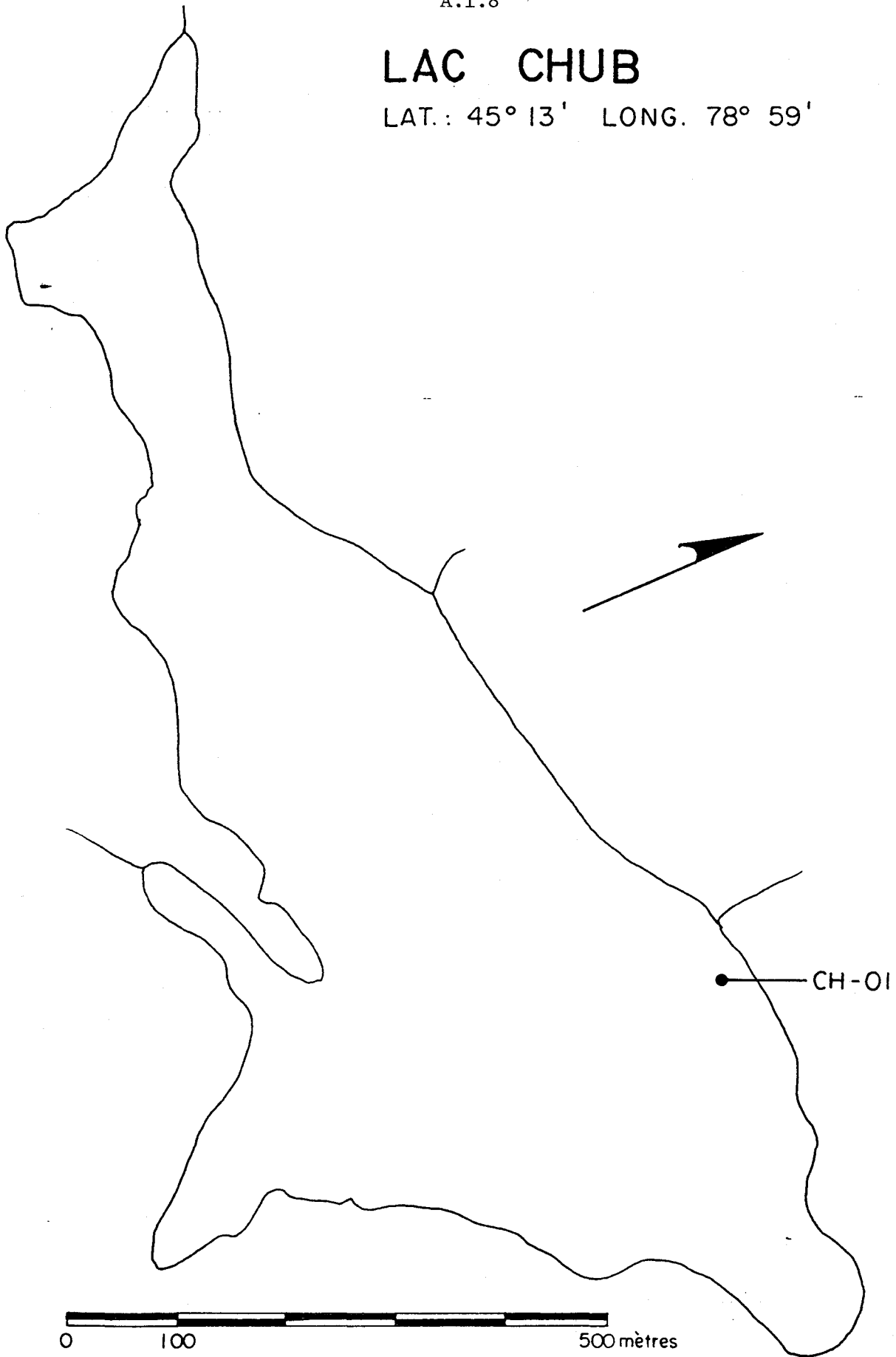


FIGURE A.1.8 Localisation de la station d'échantillonnage CH-01.

LAC BLUE CHALK

LAT. :45° 12' LONG. 78° 56'

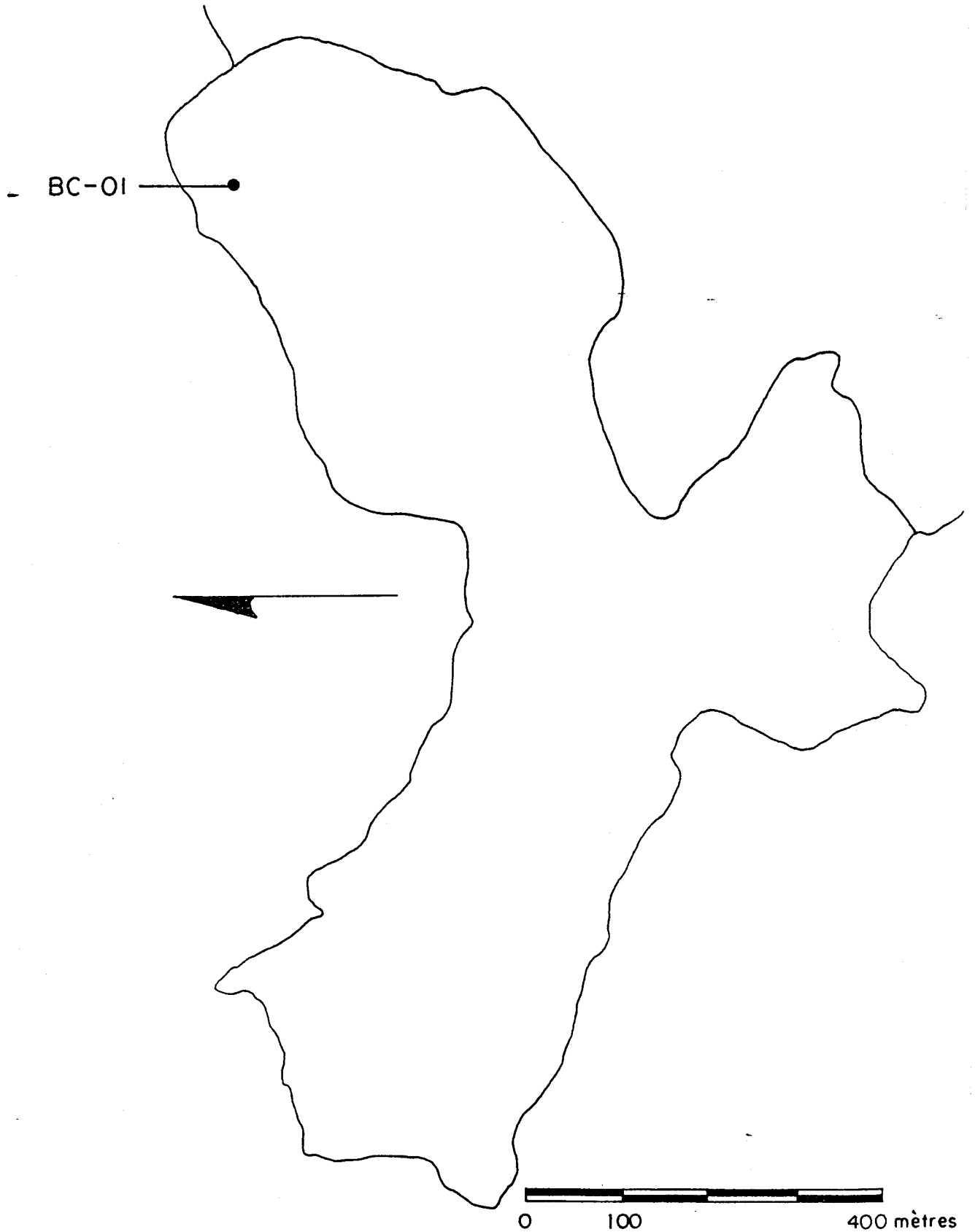


FIGURE A.1.9 Localisation de la station d'échantillonnage BC-01.

LAC ST. NORA

LAT. : 45° 10' LONG. : 78° 50'

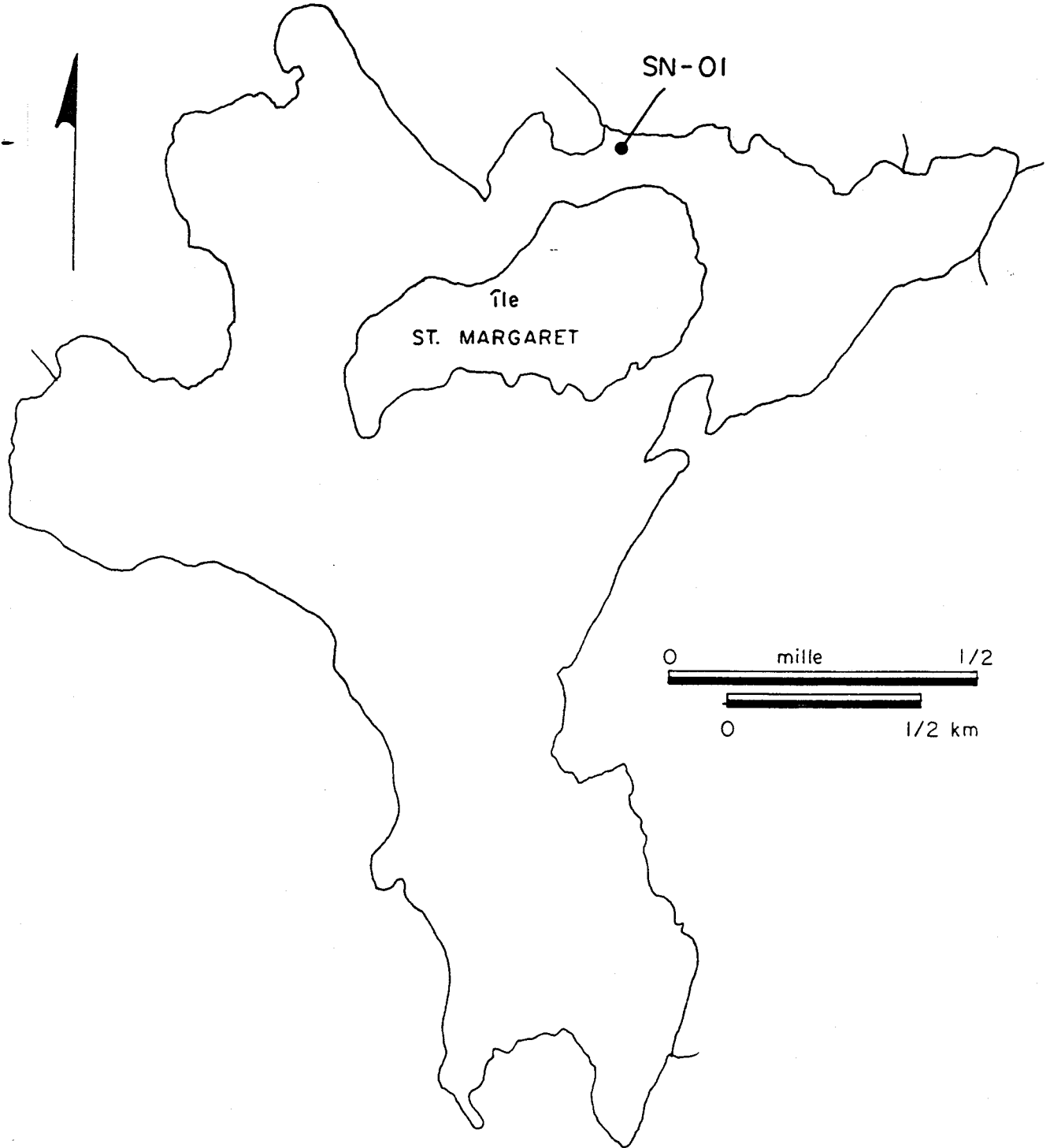


FIGURE A.1.10 Localisation de la station d'échantillonnage SN-01.

ANNEXE A.2

Profils de métaux traces et d'autres paramètres
obtenus en 1984 et 1985.

A.2.1

TABLEAU A.2.1 Lac Beauchastel - Station BE-03. Concentrations de métaux, de carbone inorganique et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1985).

profondeur * (cm)	Ca (uM)	Mg (uM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Fe (uM)	Cd (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH	C inor (mM)
----- DIALYSEUR NO 1 -----										
+4 a +5	487	180	77	5.4	2.5	2	<5	<17	7.55	0.64
+3 a +4	474	171	79	4.6	1.3	2	<5	<17	7.66	-
+2 a +3	479	171	76	7.7	2.6	<1	<5	<17	7.67	0.73
+1 a +2	482	174	80	5.1	1.4	<1	<5	<17	7.68	-
0 a +1	497	179	88	14.4	1.1	1	<5	24	7.60	0.80
-1 a 0	664	244	38	13.5	5.4	3	<5	29	6.97	-
-2 a -1	736	275	21	11.0	86.0	4	<5	46	6.91	-
-3 a -2	739	295	3	2.0	107.0	<1	<5	29	6.89	-
-4 a -3	726	289	3	3.8	91.0	<1	<5	20	6.89	-
-5 a -4	689	274	2	2.3	70.0	4	<5	<17	6.92	-

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.2

TABLEAU A.2.2 Lac La Bruère - Station BR-01. Concentrations de métaux, de carbone inorganique et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1985).

profondeur * (cm)	Ca (uM)	Mg (uM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Fe (uM)	Cd (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH	C inor (mM)

DIALYSEUR NO 1										
+4 a +5	409	168	102	8.6	0.9	1	<5	24	-	0.56
+3 a +4	397	165	107	6.0	1.5	1	<5	29	7.73	-
+2 a +3	392	165	94	4.6	0.8	<1	<5	26	7.84	0.55
+1 a +2	372	163	98	9.2	0.5	1	<5	<17	7.90	-
0 a +1	409	170	113	9.8	1.2	3	<5	<17	7.76	0.60
-1 a 0	449	196	109	7.3	1.6	3	<5	17	6.94	-
-2 a -1	514	215	38	4.6	43.0	2	<5	24	6.86	-
-3 a -2	511	217	14	2.1	59.0	<1	<5	26	6.86	-
-4 a -3	482	206	2	<0.4	38.0	1	<5	26	6.99	-
-5 a -4	492	212	3	0.9	32.0	<1	<5	36	7.11	-

DIALYSEUR NO 2										
+4 a +5	404	167	101	4.0	1.6	<1	<5	72	7.74	0.65
+3 a +4	394	168	96	4.1	1.3	1	<5	46	8.13	-
+2 a +3	394	168	110	6.0	1.1	2	<5	49	8.10	0.52
+1 a +2	394	164	104	4.4	1.5	<1	<5	17	8.22	-
0 a +1	402	167	105	6.3	0.7	<1	<5	<17	8.02	0.72
-1 a 0	432	201	109	7.5	1.0	2	<5	31	6.92	-
-2 a -1	464	225	55	1.7	5.3	<1	<5	31	6.95	-
-3 a -2	516	258	13	1.2	10.7	<1	<5	26	7.06	-
-4 a -3	564	295	9	1.4	21.5	<1	<5	<17	7.13	-
-5 a -4	594	307	2	1.2	27.0	<1	<5	<17	7.20	-

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.3

TABLEAU A.2.3 Lac La Bruère - Station BR-04. Concentrations de métaux, de carbone inorganique et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1985).

profondeur* (cm)	Ca (uM)	Mg (uM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Fe (uM)	Cd (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH	C inor (mM)
DIALYSEUR NO 1										
+4 a +5	397	169	104	4.0	1.1	<1	<5	<17	7.62	0.70
+3 a +4	392	170	107	4.0	1.1	<1	<5	38	7.65	-
+2 a +3	392	168	107	4.0	1.3	<1	<5	20	7.65	0.74
+1 a +2	392	169	105	4.0	1.3	<1	<5	44	7.59	-
0 a +1	397	168	112	5.4	0.8	<1	<5	27	6.92	1.12
-1 a 0	427	176	104	6.3	0.8	1	<5	41	6.87	-
-2 a -1	397	171	72	8.1	32.0	1	<5	31	6.83	-
-3 a -2	464	205	25	4.9	43.0	1	<5	46	6.86	-
-4 a -3	479	215	19	5.2	59.0	<1	<5	53	6.92	-
-5 a -4	477	221	17	4.1	59.0	<1	<5	44	6.91	-
DIALYSEUR NO 2										
+4 a +5	394	170	105	4.6	1.1	<1	<5	31	7.55	0.60
+3 a +4	394	170	105	4.1	1.0	<1	<5	31	7.65	-
+2 a +3	392	170	109	4.0	1.0	<1	<5	17	7.68	0.67
+1 a +2	389	170	109	4.4	1.1	<1	<5	27	7.66	-
0 a +1	389	170	107	4.7	0.9	<1	<5	20	7.63	0.70
-1 a 0	374	169	118	15.0	0.6	1	<5	31	6.89	-
-2 a -1	409	174	110	8.3	1.2	<1	<5	31	6.94	-
-3 a -2	467	196	96	8.3	5.4	1	<5	41	6.95	-
-4 a -3	506	213	24	4.6	65.0	<1	<5	51	6.91	-
-5 a -4	506	213	13	5.1	75.0	<1	<5	41	6.89	-

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.4

TABLEAU A.2.4 Lac Brompton - Station CE-05. Concentrations de métaux, de carbone inorganique et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1985).

profondeur * (cm)	Ca (μ M)	Mg (μ M)	Cu (nM)	Zn (nM)	Fe (μ M)	Cd (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH	C inor (mM)
DIALYSEUR NO 1										
+4 a +5	103	132	22	2.3	1.11	1	<5	65	6.93	0.42
+3 a +4	102	128	13	2.0	0.95	<1	<5	68	6.92	-
+2 a +3	104	130	17	2.6	0.68	<1	<5	77	6.93	0.43
+1 a +2	106	134	14	3.4	1.05	3	<5	92	6.93	-
0 a +1	132	159	16	5.2	0.72	1	<5	70	6.96	0.42
-1 a 0	154	176	13	3.3	1.58	<1	<5	136	6.98	-
-2 a -1	167	180	14	5.8	48.30	<1	<5	201	6.99	-
-3 a -2	173	175	11	1.1	86.00	<1	<5	286	7.01	-
-4 a -3	-	-	11	3.1	-	<1	<5	155	7.02	-
-5 a -4	161	159	25	2.0	113.00	<1	<5	58	7.04	-
DIALYSEUR NO 2										
+4 a +5	100	131	9	3.8	1.12	<1	<5	43	7.23	0.4
+3 a +4	102	130	9	3.8	0.56	<1	<5	34	7.24	-
+2 a +3	100	130	17	2.9	0.80	<1	<5	72	7.28	0.42
+1 a +2	97	130	9	4.6	0.91	<1	<5	46	7.13	-
0 a +1	100	130	24	3.5	0.97	<1	<5	41	7.27	0.43
-1 a 0	116	144	14	5.7	0.63	<1	<5	27	7.2	-
-2 a -1	168	183	13	3.2	5.40	<1	<5	21	6.82	-
-3 a -2	177	183	13	5.5	81.00	<1	<5	35	6.77	-
-4 a -3	132	134	3	2.0	75.00	<1	<5	27	6.62	-
-5 a -4	180	179	3	1.0	150.00	<1	<5	41	6.81	-

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.5

TABLEAU A.2.5 Lac Joannès - Station J-01. Concentrations de métaux, de carbone inorganique et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1985).

profondeur* (cm)	Ca (μ M)	Mg (μ M)	Cu (nM)	Zn (nM)	Fe (μ M)	Cd (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH	C inor (mM)
DIALYSEUR NO 1										
+4 a +5	177	81	39	11.8	1.7	<1	<5	<17	7.34	0.25
+3 a +4	174	79	41	7.7	1.5	<1	<5	<17	7.30	-
+2 a +3	176	79	39	8.4	1.6	<1	<5	<17	7.30	0.30
+1 a +2	179	83	47	8.1	1.5	<1	<5	<17	7.30	-
0 a +1	176	80	44	12.4	2.4	1	<5	<17	7.27	0.25
-1 a 0	179	81	47	11.5	2.0	3	<5	<17	6.72	-
-2 a -1	210	86	55	10.9	11.0	1	<5	<17	6.69	-
-3 a -2	244	95	25	4.1	54.0	<1	<5	29	6.75	-
-4 a -3	255	100	16	0.9	65.0	<1	<5	82	6.77	-
-5 a -4	269	105	20	1.2	75.0	<1	<5	17	6.77	-
DIALYSEUR NO 2										
+4 a +5	177	85	41	7.2	1.7	<1	<5	<17	7.36	0.38
+3 a +4	177	79	54	20.0	2.4	1	<5	32	7.32	-
+2 a +3	176	80	41	9.3	1.8	1	<5	<17	7.33	0.36
+1 a +2	175	80	43	8.6	2.4	1	<5	<17	7.31	-
0 a +1	175	79	44	8.6	1.9	2	<5	26	7.31	0.30
-1 a 0	174	81	55	11.2	1.9	2	<5	26	7.03	-
-2 a -1	225	94	44	9.0	11.0	1	<5	39	6.74	-
-3 a -2	272	113	28	5.8	38.0	<1	<5	39	6.86	-
-4 a -3	249	97	13	2.0	43.0	<1	<5	49	6.96	-
-5 a -4	254	97	27	0.5	54.0	<1	<5	24	6.96	-

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.6

TABLEAU A.2.6 Lac Tantaré - Station TA-02. Concentrations de zinc et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1985).

profondeur * (cm)	Zn (nM)	pH	profondeur (cm)	Zn (nM)	pH
DIALYSEUR NO 1			DIALYSEUR NO 2		
+4 a +5			+4 a +5		
+3 a +4	160.0	5.54	+3 a +4	161.0	5.60
+2 a +3	158.0	5.54	+2 a +3	161.0	5.60
+1 a +2	155.0	5.55	+1 a +2	158.0	5.58
0 a +1	157.0	5.56	0 a +1	168.0	5.57
-1 a 0	146.0	5.28	-1 a 0	132.0	5.47
-2 a -1	27.0	5.85	-2 a -1	32.0	6.24
-3 a -2	14.0	5.93	-3 a -2	24.0	6.54
-4 a -3	6.9	6.04	-4 a -3	18.0	6.52
-5 a -4	8.3	6.07	-5 a -4	11.0	6.53
DIALYSEUR NO 3					
+4 a +5					
+3 a +4	156.0	5.62			
+2 a +3	161.0	5.62			
+1 a +2	162.0	5.61			
0 a +1	164.0	5.55			
-1 a 0	111.0	5.47			
-2 a -1	29.0	6.23			
-3 a -2	23.0	6.35			
-4 a -3	21.0	6.36			
-5 a -4	21.0	6.36			

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.7

TABLEAU A.2.7 Lac Bousquet - Station BO-01. Concentrations de métaux, et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1985).

profondeur * (cm)	Cd (nM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH

DIALYSEUR NO 1						
+4 a +5						
+3 a +4						
+2 a +3						
+1 a +2	3	57	136.0	<5	43	6.15
0 a +1	3	93	116.0	7.0	20	6.05
-1 a 0	<2	49	50.8	8.0	68	6.22
-2 a -1	3	47	29.7	5.0	53	6.24
-3 a -2	<2	50	26.3	6.0	60	6.30
-4 a -3						
-5 a -4						

DIALYSEUR NO 2						
+4 a +5						
+3 a +4						
+2 a +3						
+1 a +2	3	50	128.0	<5	<17	6.14
0 a +1	3	57	148.0	<5	26	6.08
-1 a 0	2	63	58.4	8.0	53	6.11
-2 a -1	<2	47	44.4	7.0	68	6.25
-3 a -2	2	35	30.0	7.0	48	6.30
-4 a -3						
-5 a -4						

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.8

TABLEAU A.2.8 Lac La Bruère - Station BR-11. Concentrations de métaux, valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1984).

profondeur* (cm)	Cd (nM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH
----- DIALYSEUR NO 1 -----						
+4 a +5						
+3 a +4						
+2 a +3						
+1 a +2	2	120	13.9	<5	32	6.77
0 a +1	2	148	13.3	<5	26	6.73
-1 a 0	2	105	15.0	<5	72	6.58
-2 a -1	2	17	<1.5	<5	68	6.61
-3 a -2	2	17	<1.5	<5	77	6.58
-4 a -3						
-5 a -4						
----- DIALYSEUR NO 2 -----						
+2 a +2.5						
+1.5 a +2						
+1 a +1.5						
+0.5 a +1	13	112	15.3	<5	68	6.78
0 a +0.5	2	71	9.2	<5	77	6.88
-0.5 a 0	2	66	4.3	<5	136	6.86
-1 a -0.5	2	32	1.5	<5	187	6.95
-1.5 a -1	2	19	3.1	<5	94	7.07
-2 a -1.5						
-2.5 a -2						

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.9

TABLEAU A.2.9 Lac Clearwater - Station CL-01. Concentrations de métaux et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1984).

profondeur* (cm)	Cu (nM)	Zn (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH

DIALYSEUR NO 1					
+4 a +5	452	359.0	<5	3590	4.63
+3 a +4	422	360.0	<5	3590	4.62
+2 a +3	406	360.0	<5	3710	4.65
+1 a +2	442	363.0	<5	3540	4.63
0 a +1	406	367.0	<5	3590	4.62
-1 a 0	255	347.0	<5	3660	4.64
-2 a -1	268	352.0	<5	3510	4.63
-3 a -2	145	278.0	<5	2950	4.62
-4 a -3	98	214.0	<5	2690	4.82
-5 a -4	105	164.0	<5	2160	4.92

DIALYSEUR NO 2					
+4 a +5	417	352.0	<5	3710	4.65
+3 a +4	434	344.0	<5	3540	4.63
+2 a +3	394	360.0	<5	3460	4.61
+1 a +2	390	340.0	<5	3540	4.63
0 a +1	370	344.0	<5	3590	4.65
-1 a 0	252	286.0	<5	3340	4.55
-2 a -1	233	314.0	5	3200	4.53
-3 a -2	334	332.0	10	3370	4.54
-4 a -3	395	278.0	10	3250	4.56
-5 a -4	364	321.0	7	2860	4.63

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.10

TABLEAU A.2.10 Lac Clearwater - Station CL-02. Concentrations de métaux et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1984).

profondeur * (cm)	Cu (nM)	Zn (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH

DIALYSEUR NO 1					
+4 a +5	433	317.0	<5	4090	4.66
+3 a +4	354	317.0	<5	3370	4.61
+2 a +3	312	314.0	<5	3170	4.60
+1 a +2	312	317.0	<5	3340	4.60
0 a +1	279	306.0	<5	3240	4.63
-1 a 0	135	271.0	<5	3200	4.77
-2 a -1	35	13.8	<5	1520	6.48
-3 a -2	21	2.3	<5	485	6.65
-4 a -3	22	1.5	<5	520	6.65
-5 a -4	22	<1.5	<5	298	6.62

DIALYSEUR NO 2					
+4 a +5	449	314.0	<5	3290	4.64
+3 a +4	493	306.0	<5	3250	4.63
+2 a +3	362	306.0	<5	3200	4.63
+1 a +2	405	309.0	<5	3240	4.65
0 a +1	482	283.0	<5	3080	4.66
-1 a 0	211	153.0	<5	2130	4.79
-2 a -1	94	4.1	<5	1580	6.42
-3 a -2	58	2.3	<5	724	6.53
-4 a -3	58	2.3	<5	681	6.55
-5 a -4	58	1.8	<5	937	6.57

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.11

TABLEAU A.2.11 Lac McFarlane - Station MC-01. Concentrations de métaux et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1984).

profondeur* (cm)	Cd (nM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	Fe (uM)	pH

DIALYSEUR NO 1							
+4 a +5							
+3 a +4							
+2 a +3							
+1 a +2	7	66	10.2	<5	1925	0.3	7.30
0 a +1	8	66	10.2	<5	1810	0.6	7.29
-1 a 0	8	165	9.5	<5	2350	0.3	7.11
-2 a -1	8	46	8.2	<5	4020	0.1	6.89
-3 a -2	7	<16	9.9	<5	9370	3.7	6.88
-4 a -3							
-5 a -4							

DIALYSEUR NO 2							
+2 a +2.5							
+1.5 a +2							
+1 a +1.5							
+0.5 a +1	13.5	79	3.4	<5	1400	4.4	7.15
0 a +0.5	9.5	93	3.8	<5	1010	7.9	6.97
-0.5 a 0	10.2	66	5.4	<5	1260	1.1	6.91
-1 a -0.5	8.7	39	39.0	<5	2270	2.1	6.91
-1.5 a -1	12.2	35	6.9	<5	8690	5.3	7.00
-2 a -1.5							
-2.5 a -2							

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.12

TABLEAU A.2.12 Lac Montbeillard - Station MO-01. Concentrations de métaux et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1984).

profondeur* (cm)	Cd (nM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	pH
----- DIALYSEUR NO 1 -----						
+2 a +2.5						
+1.5 a +2						
+1 a +1.5						
+0.5 a +1	<2	63	6.9	<5	72	6.07
0 a +0.5	<2	47	3.1	<5	51	6.29
-0.5 a 0	<2	32	2.0	<5	60	6.32
-1 a -0.5	<2	46	2.3	<5	43	6.40
-1.5 a -1	<2	19	5.7	<5	51	6.68
-2 a -1.5						
-2.5 a -2						
----- DIALYSEUR NO 2 -----						
+4 a +5						
+3 a +4						
+2 a +3						
+1 a +2	<2	79	4.1	<5	60	6.52
0 a +1	<2	90	4.0	<5	51	6.21
-1 a 0	<2	90	20.2	<5	41	6.13
-2 a -1	2	57	2.6	<5	77	6.21
-3 a -2	5	19	2.3	<5	77	6.65
-4 a -3						
-5 a -4						

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.13

TABLEAU A.2.13 Lac Nelson - Station NE-01. Concentrations de métaux et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1984).

profondeur * (cm)	Cd (nM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	Fe (uM)	pH
----- DIALYSEUR NO 1 -----							
+4 a +5							
+3 a +4							
+2 a +3							
+1 a +2	<2	41	36.3	<5	68	0.3	6.68
0 a +1	<2	113	31.7	<5	579	2.5	6.68
-1 a 0	4	87	245.0	<5	426	0.7	6.22
-2 a -1	<2	39	105.0	<5	520	7.5	6.08
-3 a -2	<2	19	<1.5	<5	698	37.9	6.37
-4 a -3							
-5 a -4							
----- DIALYSEUR NO 2 -----							
+2 a +2.5							
+1.5 a +2							
+1 a +1.5							
+0.5 a +1	<2	39	43.1	<5	77	2.7	6.58
0 a +0.5	<2	60	46.2	<5	162	0.6	6.55
-0.5 a 0	<2	55	78.0	<5	111	2.3	6.34
-1 a -0.5	<2	94	191.0	<5	221	0.8	6.13
-1.5 a -1	<2	58	134.0	<5	451	0.4	6.23
-2 a -1.5							
-2.5 a -2							

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.14

TABLEAU A.2.14 Lac Tantaré - Station TA-01. Concentrations de métaux et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1984).

profondeur* (cm)	Ca (uM)	Mg (uM)	Zn (nM)	Fe (uM)	Pb (nM)	pH	C inorg (mM)	SO4 (uM)

DIALYSEUR NO 1								
+4 a +5	30.6	12.3	140.0		<5	5.35	0.254	42.5
+3 a +4	28.1	12.3	115.0		<5	5.35	0.216	43.9
+2 a +3	26.2	12.3	113.0		<5	5.39	0.235	42.8
+1 a +2	26.2	12.3	117.0		<5	5.36	0.235	45.0
0 a +1	27.4	12.3	130.0		<5	5.26	0.331	42.5
-1 a 0	27.4	12.3	131.0		<5	5.31	0.427	43.5
-2 a -1	59.1	12.3	16.8	32.00	<5	6.13	0.627	30.7
-3 a -2	72.3	12.3	9.5	35.00	<5	6.13	0.677	12.5
-4 a -3	59.8	12.3	1.0	28.00	<5	6.15	0.677	7.9
-5 a -4	54.1	11.1	1.5	24.00	<5	6.10	0.735	5.0

DIALYSEUR NO 2								
+4 a +5								
+3 a +4	30.7	12.9			<5	5.39	0.421	47.1
+2 a +3	31.2	13.3			<5	5.35	0.229	46.9
+1 a +2	29.2	12.6			<5	5.32	0.330	45.6
0 a +1	29.9	12.3			<5	5.30	0.294	45.2
-1 a 0	33.2	12.6	118.0		<5	5.28	0.432	45.0
-2 a -1	55.1	13.3	29.4	19.20	<5	5.32	0.475	40.6
-3 a -2	76.6	13.3	4.5	37.00	<5	6.03	0.656	25.3
-4 a -3	66.6	12.5	2.6	31.90	<5	6.17	0.674	24.9
-5 a -4	61.6	11.9	1.5	23.80	<5	6.18	0.685	19.5

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.

A.2.15

TABLEAU A.2.15 Lac Witson - Station WI-01. Concentrations de métaux et valeurs de pH dans l'eau interstitielle en fonction de la profondeur dans le sédiment (données obtenues en 1984).

profondeur* (cm)	Cd (nM)	Cu (nM)	Zn (nM)	Pb (nM)	Ni (nM)	Fe (uM)	pH
----- DIALYSEUR NO 1 -----							
+4 a +5							
+3 a +4							
+2 a +3							
+1 a +2	<2	253	132.0	<5	4850	0.4	5.79
0 a +1	<2	236	119.0	<5	5020	0.5	5.38
-1 a 0	3	137	119.0	<5	4170	46.2	6.23
-2 a -1	2	79	8.0	<5	2470	131	6.53
-3 a -2	2	88	2.3	<5	1620	171	6.59
-4 a -3							
-5 a -4							
----- DIALYSEUR NO 2 -----							
+4 a +5							
+3 a +4							
+2 a +3							
+1 a +2	3	213	132.0	<5	5110	0.5	5.86
0 a +1	4	405	170.0	<5	7660	0.7	5.37
-1 a 0	6	1060	288.0	<5	1490	3.4	4.93
-2 a -1	5	2360	181.0	<5	8430	1.9	4.71
-3 a -2	3	1000	176.0	<5	7070	1.8	4.76
-4 a -3							
-5 a -4							

* Distance au-dessus (+) et au-dessous (-) de l'interface eau-sédiment.



ANNEXE A.3

Répartition de métaux traces dans les
échantillons de sédiments obtenus en 1984 et 1985.



A.3.1

Tableau A.3.1 Répartition des métaux traces dans les sédiments telle qu'obtenue par la procédure d'extractions séquentielles* pour les stations échantillonnées en 1985. Les concentrations sont exprimées en µg/g poids sec.

STATION	M	[M(F1)]	[M(F2)]	[M(F3A)]	[M(F3B)]	[M(F4)]	[M(F5)]
CE-05	Cd	0.4	0.4	0.2	0.4	<0.2	<0.5
	Cu	<0.1	0.4	<0.2	0.6	6.4	9.5
	Ni	5	6	2	80	32	95
	Pb	<1	3	<2	42	4	20
	Zn	3.2	11.7	3	59	8	73
	Fe	4	92	73	7180	800	33000
	Mn	2.7	60	460	722	30	410
CE-05	Cd	0.2	0.2	<0.2	0.2	<0.2	<0.5
	Cu	0.1	0.3	<0.2	0.4	3	6
	Ni	4	4	4	60	22	75
	Pb	<1	5	<2	22	4	25
	Zn	2.2	8.3	4.4	38.4	4.6	59.5
	Fe	3	77	105	4160	324	27500
	Mn	3.4	52	426	248	10	355
BE-03	Cd	1.4	2.4	0.4	1.4	<0.2	<0.3
	Cu	0.2	14.4	1.9	18.6	34.2	30.3
	Ni	<1	<1	<2	4	<2	35
	Pb	<1	8	<2	30	8	23
	Zn	8.3	70.4	21.8	192	16	83
	Fe	14	403	177	7820	390	26100
	Mn	132	237	145	234	20	385
BR-01	Cd	0.5	2.9	0.2	2.4	<0.2	<0.3
	Cu	0.1	10.9	1.7	18.2	56	34.3
	Ni	1	<1	<2	8	<2	33
	Pb	<1	35	<2	38	6	20
	Zn	15.9	78.5	15.4	119	10.4	59.3
	Fe	8	280	141	4820	260	25900
	Mn	102	163	29	122	12	418
BR-01	Cd	2.7	1.8	0.4	0.8	<0.2	<0.3
	Cu	0.3	19.7	4.2	25.2	33.6	31.3
	Ni	<1	<1	<2	6	2	30
	Pb	<1	14	<2	48	10	20
	Zn	5.1	29.7	9.8	101	8.8	60.5
	Fe	10	150	96	5480	252	25100
	Mn	19	116	280	242	14	410

A.3.2

Tableau A.3.1 (suite)

STATION	M	[M(F1)]	[M(F2)]	[M(F3A)]	[M(F3B)]	[M(F4)]	[M(F5)]
BR-04	Cd	2.3	1.6	0.4	0.8	<0.2	<0.3
	Cu	0.3	13.2	5.4	17.6	37	19.3
	Ni	2	<1	<2	4	<2	25
	Pb	<1	10	<2	34	4	18
	Zn	6.1	24.8	10.4	72.6	6.2	41.5
	Fe	10	103	116	4500	314	19400
	Mn	34	117	306	158	10	338
BR-04	Cd	2.1	1.4	0.4	0.8	<0.2	<0.3
	Cu	0.3	12.1	5.2	15.4	27.4	15.5
	Ni	1	<1	<2	4	2	23
	Pb	<1	8	<2	28	4	10
	Zn	6	21.4	8.8	58.8	4.8	34.8
	Fe	9	111	107	3680	294	17900
	Mn	30	86	272	134	10	330
J-01	Cd	2.7	2.1	0.4	1.8	<0.2	<0.3
	Cu	0.1	2.7	<0.2	3.8	30.2	14.3
	Ni	<1	<1	<2	6	2	23
	Pb	<1	7	<2	46	8	15
	Zn	7.1	29	5.3	102	9.8	34.8
	Fe	11	108	55	5060	800	15800
	Mn	6	94	358	482	20	278
J-01	Cd	2.8	2.1	0.4	1.8	<0.2	<0.3
	Cu	0.1	2.7	<0.2	4.4	29.4	15.3
	Ni	1	<1	<2	6	2	20
	Pb	<1	8	<2	48	8	15
	Zn	8.4	33.4	7	103	8.6	36
	Fe	12	110	66	5440	580	16900
	Mn	8.7	118	481	502	18	288
TA-02	Zn	30.4	15.8	0.92	60.1	33	
	Fe	217	140	781	201000	25900	

* [M(f1)] ... [M(F5)] représentent les concentrations des métaux dans les fractions décrites à la section 3.3.1.

A.3.3

Tableau A.3.2 Répartition des métaux traces dans les sédiments telle qu'obtenue par la procédure d'extractions séquentielles* pour les stations échantillonnées en 1984. Les concentrations sont exprimées en µg/g poids sec.

STATION	M	[M(F1)]	[M(F2)]	[M(F3A)]	[M(F3B)]	[M(F4)]	[M(F5)]
CL-01 (0-1cm)	Cd	0.26	<0.2	<0.2	<0.2		
	Cu	10.1	39.9	1.36	84.8		
	Ni	27.6	<2	<2	19.5		
	Pb	5.16	27.2	<2	79.6		
	Zn	2.58	0.7	0.45	5.48		
	Fe	57.9	289	351	29300		
	Mn	17.8	1.7	5.7	72.2		
CL-01 (1-2cm)	Cd	<0.1	<0.2	<0.2	<0.2		
	Cu	8.99	38.4	1.34	103		
	Ni	16.9	3.86	2.69	14.6		
	Pb	10.2	23.2	<2	83.9		
	Zn	1.75	0.72	0.45	5.83		
	Fe	52	181	341	28700		
	Mn	11.2	1.21	2.46	58.3		
CL-02 (0-1cm)	Cd	0.53	<0.2	<0.2	<0.2		
	Cu	11.7	64.1	2.02	42.1		
	Ni	39.7	7.95	6.06	29.5		
	Pb	<1.3	16.9	<2	68.5		
	Zn	5.12	2.17	0.9	11.7		
	Fe	32.4	1400	718	36900		
	Mn	23.1	2.89	0.9	9.01		
BO-01 (0-1cm)	Cd	1.19	0.9	0.21	0.42		
	Cu	<0.1	2.47	0.63	2.53		
	Ni	<1	<2	<2	<2		
	Pb	<1	17.1	<2	16.2		
	Zn	6.59	14.4	6.49	42.6		
	Fe	72.6	364	188	4430		
	Mn	166	19.8	10.5	71.7		
BO-01 (1-2cm)	Cd	0.84	0.88	0.41	0.41		
	Cu	0.1	2.21	0.2	3.07		
	Ni	<1	<2	<2	3.69		
	Pb	<1	19.7	<2	10.4		
	Zn	6.71	15	9.63	39.9		
	Fe	68.8	281	184	3070		
	Mn	56.4	9.5	6.55	36.7		

A.3.4

Tableau A.3.2 (suite)

STATION	M	[M(F1)]	[M(F2)]	[M(F3A)]	[M(F3B)]	[M(F4)]	[M(F5)]
BR-11 (0-1cm)	Cd	0.33	4.72	2.29	4.58		
	Cu	0.44	10.8	2.71	18.8		
	Ni	<1	<2	<2	6.67		
	Pb	<1	82.2	<2	65.4		
	Zn	5.63	67.6	30.9	221		
	Fe	51.1	786	273	7090		
	Mn	673	183	39.8	170		
BR-11 (1-2cm)	Cd	0.33	6.34	2.95	6.29		
	Cu	0.11	12.7	2.95	13.6		
	Ni	<1	5.89	<2	7.13		
	Pb	2	99.6	<2	50.5		
	Zn	8.86	78.1	33.7	231		
	Fe	370	883	280	6500		
	Mn	512	84.7	24.2	140		
MC-01 (0-1cm)	Cd	1.36	4.55	4.94	2.2		
	Cu	2.1	210	39.3	611		
	Ni	30.8	196	3260	2950		
	Pb	<1.2	<2.4	<2.3	96.3		
	Zn	6.3	151	194	392		
	Fe	19.4	117	312	21800		
	Mn	27.3	175	43200	7270		
MC-01 (1-2cm)	Cd	4.05	2.78	1.95	0.86		
	Cu	12.7	392	7.36	245		
	Ni	338	355	964	1380		
	Pb	<1.2	<2.3	<2.2	91.2		
	Zn	42.9	143	134	234		
	Fe	59.2	487	1130	20600		
	Mn	245	438	12800	2580		
MO-01 (0-1cm)	Cd	1.18	0.89	0.62	0.41		
	Cu	<0.1	3.79	1.04	6.42		
	Ni	<1	<2	<2	3.73		
	Pb	<1	4.2	<2	15.3		
	Zn	1.61	7.36	4.58	32.3		
	Fe	5.03	62.4	204	4760		
	Mn	0.64	19.2	660	252		
MO-01 (1-2cm)	Cd	1.16	0.45	0.41	0.21		
	Cu	0.21	3.12	1.45	5.82		
	Ni	<1	<2	<2	7.07		
	Pb	<1	4.91	<2	10.6		
	Zn	1.06	5.35	3.52	27.6		
	Fe	7.81	53.5	172	4570		
	Mn	4.44	23.2	455	215		

A.3.5

Tableau A.3.2 (suite)

STATION	M	[M(F1)]	[M(F2)]	[M(F3A)]	[M(F3B)]	[M(F4)]	[M(F5)]
NE-01 (0-1cm)	Cd	2.02	1.73	0.47	0.47		
	Cu	1.74	46.5	4.91	44.9		
	Ni	16.6	52.9	114	165		
	Pb	1.45	25.2	2.4	42.8		
	Zn	18.2	43.8	17.5	53.9		
	Fe	19.8	220	561	17000		
	Mn	13.6	247	4930	2100		
NE-01 (1-2cm)	Cd	1.31	0.48	0.23	0.23		
	Cu	1.97	37.8	1.82	19.43		
	Ni	20.8	31.2	31.4	85.6		
	Pb	<1	33.3	<2	25.7		
	Zn	13.6	18.6	5.46	34.9		
	Fe	2.23	152	237	8790		
	Mn	17.2	155	1550	775		
TA-01	Cd	0.44	0.26	0.24	<0.2	<0.2	<0.2
	Cu	0.15	0.26	0.24	<0.2	10.7	5.6
	Ni	<1	<3	<2	<2	<2	4
	Pb	2.64	<3	<2	27.8	31.3	174
	Zn	7.92	11.3	4.86	37.6	13.3	46.4
	Fe	97.6	1130	730	78100	13500	18000
	Mn	320	383	46.5	1490	208	1620
WI-01 (0-1cm)	Cd	0.54	0.25	<0.2	<0.2		
	Cu	41.8	182	5.53	38.1		
	Ni	114	34.4	12.2	120		
	Pb	1.87	42.2	<2	68.2		
	Zn	8.43	4.67	1.84	17.7		
	Fe	43.2	1420	553	17900		
	Mn	98.6	20.9	40.1	56.3		
WI-01 (1-2cm)	Cd	3.32	0.49	<0.2	<0.2		
	Cu	170	362	4.57	12.6		
	Ni	403	93.9	39.8	194		
	Pb	21.6	77	<2	50.5		
	Zn	59.9	19.3	4.8	27.7		
	Fe	1.28	1050	480	8460		
	Mn	25.3	4.16	3.43	16.9		

* [M(F1)] ... [M(F5)] représentent les concentrations des métaux dans les fractions décrites à la section 3.3.1.

ANNEXE A.4

Concentrations de métaux traces dans les tissus
de bivalves étudiés en 1985.



A.4.1

Tableau A.4.1 Concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn dans les tissus de Anodonta grandis (données obtenues en 1985).

STATION	organe	POIDS	Cd (ug/g)	Cu (ug/g)	Ni (ug/g)	Pb (ug/g)	Zn (ug/g)
		SEC (g)					
CE-05	Hepatopancreas	0.78	6.25	16.30	9.15	1.86	119
	Branchies	1.14	9.90	14.90	12.70	1.52	349
	Manteau	0.94	9.96	5.00	7.60	2.46	194
	Reste	3.56	5.10	2.55	3.39	3.33	102
	Organisme	6.42	6.80	6.77	6.36	2.70	161
BE-03	Hepatopancreas	3.59	17.10	21.40	1.04	1.45	123
	Branchies	3.5	44.10	161.00	2.81	2.83	1000
	Manteau	2.44	13.30	15.30	1.40	0.81	160
	Reste	19.73	8.70	12.00	0.33	1.88	108
	Organisme	29.26	14.35	31.25	0.80	1.85	221
BR-01	Hepatopancreas	1.71	22.30	27.00	1.35	5.46	99
	Branchies	2.44	91.30	290.00	2.83	31.60	809
	Manteau	3.03	23.80	27.40	0.78	5.90	137
	Reste	10.33	15.60	15.60	0.15	13.00	105
	Organisme	17.51	28.22	56.99	0.75	13.63	208
BR-04	Hepatopancreas	2.02	22.30	35.20	2.35	3.30	101
	Branchies	2.5	116.00	400.00	5.53	14.40	854
	Manteau	3.63	21.10	23.50	1.36	3.57	112
	Reste	14.27	15.90	18.30	0.20	10.50	102
	Organisme	22.42	28.48	63.23	1.18	9.16	187
J-01	Hepatopancreas	1.05	45.10	31.20	5.14	7.56	124
	Branchies	1.88	263.00	216.00	4.65	22.70	501
	Manteau	1.46	54.40	27.80	3.60	6.30	174
	Reste	4.7	35.90	13.60	0.48	10.60	123
	Organisme	9.09	86.90	59.77	2.38	12.06	209

* Poids pour l'ensemble des organismes utilisés pour constituer l'échantillon.

* Concentration reconstituée avec l'équation (3.1).

Tableau A.4.2 Concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn dans les tissus de Elliptio complanata (données obtenues en 1985).

STATION	organe	POIDS					
		SEC (g)	Cd ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)
CE-05	Hepatopancreas	0.77	10.80	14.40	9.28	2.48	127
	Branchies	1.05	8.03	13.80	16.50	1.78	223
	Manteau	0.87	19.90	5.68	20.00	4.18	191
	Reste	3.39	13.40	2.43	6.31	2.35	108
	Organisme	6.08	13.07	6.37	10.40	2.53	142
BE-03	Hepatopancreas	2.21	16.40	22.30	1.88	5.28	126
	Branchies	2.64	20.90	34.50	4.82	2.19	912
	Manteau	3.72	19.70	23.40	7.16	4.14	323
	Reste	16.93	9.53	9.53	0.41	2.48	118
	Organisme	25.5	12.79	15.25	1.98	2.93	231
BR-01	Hepatopancreas	1.49	27.30	29.50	2.17	11.80	128
	Branchies	1.99	35.40	85.40	10.20	23.20	325
	Manteau	2.48	35.00	94.60	4.93	20.10	794
	Reste	12.23	17.40	21.20	0.37	10.70	151
	Organisme	18.19	22.58	38.91	2.21	13.44	256
BR-04	Hepatopancreas	1.58	31.80	31.80	2.36	11.00	141
	Branchies	2.06	37.10	75.50	4.29	13.10	743
	Manteau	2.93	39.90	83.70	3.82	29.20	407
	Reste	12.69	15.90	18.30	0.20	10.50	102
	Organisme	19.26	23.12	35.47	1.37	13.66	220
J-01	Hepatopancreas	1.24	51.90	22.20	2.92	8.26	132
	Branchies	1.73	39.30	34.50	3.71	11.10	380
	Manteau	1.67	54.90	26.80	6.07	13.90	256
	Reste	8.24	22.40	8.71	1.21	4.17	129
	Organisme	12.88	31.72	15.82	2.34	6.76	179

* Poids pour l'ensemble des organismes utilisés pour constituer l'échantillon.

* Concentration reconstituée avec l'équation (3.1).