

E.N.S.S.I.B.

Ecole Nationale Supérieure
des Supérieurs de l'Information
et des Bibliothèques

**UNIVERSITE
CLAUDE BERNARD
LYON I**

DESS en INFORMATIQUE DOCUMENTAIRE

Rapport de recherche bibliographique

**L'impact des polluants métalliques
(As, Hg, Pb) sur les invertébrés d'eau douce**

GAUTHIER Nathalie

Sous la direction de
Madame GIBERT Janine

△

Laboratoire d'Hydrologie, Ecologie souterraine
Ecologie des eaux douces et des grands Fleuves

Année 1995-1996

1996
ID
8

E.N.S.S.I.B.
Ecole Nationale Supérieure
des Supérieurs de l'Information
et des Bibliothèques

**UNIVERSITE
CLAUDE BERNARD
LYON I**

DESS en INFORMATIQUE DOCUMENTAIRE

Rapport de recherche bibliographique

**L'impact des polluants métalliques
(As, Hg, Pb) sur les invertébrés d'eau douce**

GAUTHIER Nathalie



Sous la direction de
Madame GIBERT Janine

Laboratoire d'Hydrologie, Ecologie souterraine
Ecologie des eaux douces et des grands Fleuves

Année 1995-1996

1996
ED
8

AUTEUR : GAUTHIER Nathalie

TITRE : L'impact des polluants métalliques (As, Hg, Pb) sur les invertébrés d'eau douce.

Résumé :

L'arsenic, le mercure et le plomb sont des métaux lourds, polluants courant des systèmes aquatiques. Ce document présente l'impact de ces composés sur les invertébrés aquatiques d'eau douce.

Cette étude, traite, tout d'abord, la méthode de recherche de la bibliographie, puis présente une synthèse des documents.

Les métaux sont présents dans l'eau sous différentes formes. L'arsenic, peu toxique, est accumulé par les organismes. Le mercure, le composé le plus toxique est accumulé et biomagnifié. Le plomb n'est ni accumulé, ni biomagnifié. Les peuplements des écosystèmes pollués présentent une baisse de leur richesse spécifique, de leur biomasse et de leur densité. Les effets de ces métaux sont fortement affectés par des facteurs biotiques et abiotiques.

Descripteurs : Recherche bibliographique - CDROM - Bases de données - Synthese bibliographique - Ecologie - Hydrologie - Invertebrata - Toxicité - Arsenic - Mercure - Plomb - Accumulation biologique

Abstract :

Arsenic, mercury and lead are some heavy metals and they pollute the aquatic systems. This document presents the effects of these compounds on freshwater aquatic invertebrates.

This study, is about, first, the method of looking for the bibliography and then present a review of the documents.

Metals exist in the water through different molecular forms. Arsenic, less toxic, is accumulated and biomagnified. Lead is neither accumulated nor magnified. Populations of polluted ecosystems present a decrease of their specific richness, their biomass and their density. Metals effects are strongly affected by biotics and abiotics factors.

Keywords : Bibliographic search - CDROM - Online retrieval - Bibliographic synthesis - Ecology - Hydrology - Invertebrata - Toxicity - Arsenic - Mercury - Lead - Biological accumulation

SOMMAIRE

PREMIERE PARTIE LA METHODE DE RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

<u>A/ LE SUJET</u>	3
A-1/ <u>Présentation du sujet</u>	3
<u>B/ LES CONCEPTS DU SUJET</u>	3
B-1/ <u>Définition des concepts</u>	3
B-2-a/ <i>Au laboratoire</i>	3
B-2-b/ <i>CDROM</i>	4
B-2/ <u>Evolution du sujet</u>	4
B-3/ <u>Les concepts du sujet</u>	4
<u>C/ CHOIX DES BASES A INTERROGER</u>	5
C-1/ <u>Sélection des bases</u>	5
C-1-a/ <i>Les CDROM</i>	5
C-1-b/ <i>Dialog (serveur en ligne)</i>	5
C-2/ <u>Les bases sélectionnées</u>	6
C-2-a/ <i>Les CDROM</i>	6
C-2-b/ <i>Les disquettes</i>	7
C-2-c/ <i>Recherche en ligne: DIALOG</i>	7
C-2-c-1 Les bases pluridisciplinaires	7
C-2-c-2 Les bases biologiques	7
C-2-c-3 Les bases sur l'eau et l'écologie	8
<u>D/ STRATEGIE DE RECHERCHE ET RESULTATS</u>	8
D-1/ <u>STRATEGIES D'INTERROGATION</u>	8
D-1-a/ <i>Les CDROM</i>	8
D-1-b/ <i>Interrogation en ligne sur le serveur DIALOG</i>	9
D-1-b-1/ 1ère Interrogation	9
D-1-b-2/ Autres interrogations	10
D-1-c/ <i>La recherche sur Internet</i>	11
D-1-d/ <i>Autres types de recherche</i>	12
D-2/ <u>Résultat</u>	12
D-3/ <u>Coût de la recherche</u>	13
D-3/ <u>Critique de la recherche</u>	16
<u>CONCLUSION</u>	16

DEUXIEME PARTIE LA SYNTHESE

<u>A/ L'ARSENIC</u>	21
<u>A-1/ la spéciation</u>	21
<u>A-2/ Bioaccumulation et biomagnification</u>	21
<u>A-3/ Toxicité</u>	22
<u>B/ LE MERCURE</u>	23
<u>B-1/ La spéciation</u>	23
<u>B-2/ La bioaccumulation du mercure</u>	23
<u>B-3/ La Biomagnification</u>	26
<u>B-4/ La Toxicité</u>	27
<u>C/ LE PLOMB</u>	27
<u>C-1/ La spéciation</u>	27
<u>C-2/ La bioaccumulation et biomagnification</u>	28
<u>C-3/ La toxicité</u>	29
<u>D/ LES STRUCTURES DE PEUPLEMENT</u>	29
<u>CONCLUSION</u>	31

TABLES DE TOXICITE

TROISIEME PARTIE BIBLIOGRAPHIE

<u>A/ TOXICITE-ACCUMULATION</u>	37
<i>A-1-a/ Accumulation</i>	37
<i>A-1-b/ Toxicité</i>	38
<u>A-2/ Arsenic</u>	39
<i>A-2-a/ Accumulation</i>	39
<i>A-2-b/ Toxicité</i>	40
<u>A-3/ Mercure</u>	40
<i>A-3-a/ Accumulation</i>	40
<i>A-3-b/ Toxicité</i>	42
<u>A-4/ Plomb</u>	43
<i>A-4-a/ Accumulation</i>	43
<i>A-4-b/ Toxicité</i>	45
<u>B/ STRUCTURES DE PEUPLEMENT</u>	45
<u>C/ SPECIATION CHIMIQUE</u>	47
<u>D/ MODELISATION</u>	47

PREMIERE PARTIE

LA METHODE DE RECHERCHE

BIBLIOGRAPHIQUE

A/ LE SUJET

Madame Gibert, directeur de l'unité 1974 du C.N.R.S., dirige actuellement des travaux traitant de l'impact des polluants métalliques sur les écosystèmes aquatiques. Pour cette année l'étude se limite à l'arsenic, au mercure et au plomb. Une recherche de documents m'a été confiée, pour compléter la bibliographie disponible au laboratoire, traitant des trois métaux cités précédemment. Une recherche bibliographique sur le plomb a été réalisée par une étudiante rattachée au laboratoire. Le besoin le plus important portait donc sur le mercure et l'arsenic.

A-1/ Présentation du sujet

Les écosystèmes aquatiques sont couramment contaminés par des métaux lourds qui sont présents en faible concentration dans l'eau et les sédiments. Ces produits sont accumulés par la faune et la flore et magnifiés le long de la chaîne alimentaire ce qui multiplie l'impact de ces pollutions. Les métaux ont une toxicité plus ou moins importante en fonction des formes moléculaires, des facteurs du milieu et des espèces considérées. Ces pollutions ont également une influence sur les structures de peuplement des écosystèmes.

B/ LES CONCEPTS DU SUJET

B-1/ Définition des concepts

B-2-a/ Au laboratoire

Afin de définir les concepts, les mots clés et pour faire un état des lieux, j'ai fait tout d'abord l'inventaire de la documentation du laboratoire. La bibliographie de madame Gibert a été aisée car elle est gérée sur le logiciel FILE MAKER PRO sur mackintosh. La bibliographie de Sandrine Pleyne, spécialisée en toxicologie a dû être

inventoriée manuellement. Valérie, étudiante en DEA, dont la bibliographie traite essentiellement du plomb, m'a donné un listing.

B-2-b/ CDROM

En salle chercheur de la bibliothèque de l'université Lyon I, la liste d'autorité des termes d'indexation de Pascal, m'a permis de définir les mots de langage contrôlés les plus pertinents. Au cours des interrogations, pour chaque CDROM et chaque base, il m'a fallu rechercher par rapport à leur thésaurus les termes exactes à utiliser pour l'interrogation. L'interrogation du CDROM a permis de valider la pertinence des mots clés. Après cette opération et un premier tri des références il a été décidé de redéfinir le sujet. La définition des mots clés et l'interrogation du CDROM Pascal a due être refaite pour la version finale du sujet.

B-2/ Evolution du sujet

Dans un premier temps l'énoncé du sujet était le suivant: " l'impact des métaux lourds (Hg, Ni, Cu, Cr, As, Pb, Cd, Zn) sur les structures de peuplement des invertébrés aquatiques d'eau douce, courante, stagnante, interstitielle. Cependant après les premières recherches manuelles et sur CDROM (Pascal), il s'est avéré que le concept de structure de peuplement est complexe qui fait intervenir de nombreux facteurs. L'indexation Pascal n'est pas précise et de nombreux termes peuvent être utilisés: "Biomasse, diversité spécifique, dynamique de population, comparaison interspécifique, chaîne trophique, structure de communautés". Le laboratoire possédant un pourcentage important des références obtenues. Il est apparu qu'étant donné les recherches entreprises et les besoins immédiats, il était plus judicieux de centrer la recherche sur trois métaux (l'arsenic, le mercure et le plomb) et de considérer les aspects écologiques au niveau de l'espèce et des communautés.

B-3/ Les concepts du sujet

La recherche doit traiter de différents conséquences de la pollutions au niveau de la communauté et de l'espèce. La bibliographie traitera:

- de la bioaccumulation
- de la bioamplification le long de la chaîne trophique
- des conséquences biotiques sur le comportement, l'activité métabolique, les taux de croissance
- des concentration létales (LC50)
- des sensibilités spécifiques

- des changements dans les structures de peuplement: biomasse, biodiversité, abondance

CONCEPTS	MOTS CLES ANGLAIS/LATIN
INVERTEBRES	Invertebrata, Macroinvertebrata Insecta, Oligocheta, Crustacea
POLLUTION	Toxicity, Pollution
METAUX	Arsenic, Mercury, lead
EAU DOUCE	Freshwater, Stream, Lake, River
IMPACT	Bioaccumulation, Biomagnification trophic chaîne, Biomonitoring Growth rate, LC50, Community structure
DOMAINE	Biologie, Ecologie, Biologie animale, Hydrobiologie, Limnologie, Toxicologie

C/ CHOIX DES BASES A INTERROGER

C-1/ Sélection des bases

C-1-a/ Les CDROM

Le choix des bases pertinentes pour le sujet, c'est fait sur l'annuaire des CDROM disponibles à la bibliothèque de l'E.N.S.S.I.B. Afin de sélectionner uniquement les bases interrogeables dans la région, je me suis rapporté au guide des CDROM de la région Rhône Alpes édité par l'U.R.F.I.S.T. de Lyon. ref

C-1-b/ Dialog (serveur en ligne)

La sélection c'est faite a partir du catalogue des bases disponibles et de l'indexe papier des catégories "Dialindex". Sept bases semblaient intéressantes, j'ai éliminé les bases Pascal et Curents contents interrogeables sur CDROM et disquette. J'ai donc interrogé cinq bases en ligne. 2

C-2/ Les bases sélectionnées

C-2-a/ Les CDROM

***CD thèse**

CD thèse est la version CDROM de la base téléthèse. Ce CDROM est disponible à l'ENSSIB. Cette base recense 250 000 thèses de doctorat soutenues en France depuis 1972 dans les domaines des sciences, de la médecine, du droit, des sciences humaines, de l'économie et de la théologie. Ce CD est produit par le ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche avec l'I.N.I.S.T., le C.N.R.S. et d'autres partenaires. Les résumés et les mots clés sont ceux indiqués par l'auteur. L'indexation devant se faire à partir des mots clé de la base Pascal.

***Pascal**

C'est une grosse base multidisciplinaire française publiée par l'Institut de l'information scientifique et Technique (I.N.I.S.T.-C.N.R.S.). Les domaines sont les sciences et techniques, la biologie (27.5%), la médecine, les sciences de la terre et l'astronomie. 7200 titres de périodiques, français et étrangers, sont dépouillés pour alimenter cette base. Les résumés, quand ils sont disponibles sont des résumés d'auteurs. Un à deux CDROM sont édités par année, ces disques sont interrogeables à la Bibliothèque de l'Université LyonI de l'année 1984 à 1995.

***Aqualine**

C'est une base de données bibliographiques publiée par le Water research centre (W.R.C.) en Grande Bretagne , traitant de l'eau. Ce CDROM est disponible au C.E.M.A.G.R.E.F. mais son interrogation n'est pas libre. Elle couvre la période de 1960 à maintenant. Elle dépouille les articles de 600 périodiques, des comptes rendus de conférences, des monographies et des rapports du gouvernement. Elle représente 155000 références. A chaque référence est attribué un ou plusieurs Category codes. IL existe 8 category codes (CC). Cette base traite de sciences et techniques et de sciences fondamentales et appliquées.

***Biosis Previews CD**

Cette base est accessible sur papier et sur CDROM (année 93-94) dans la salle chercheur de la bibliothèque universitaire LyonI. (Voir Biosis sur Dialog)

***Eau Doc**

Cette base est accessible au C.E.M.A.G.R.E.F. , mais pas en accès libre. Elle est composée de trois bases distinctes, la plus intéressante est celle recensant les rapports français édités à propos de l'eau. Elle est édité par la compagnie générale de l'eau.

C-2-b/ Les disquettes

***Curent contents**

Cette publication de l'I.S.I., Institut for Scientific Information (USA) est le résultat d'une compilation de sommaires de périodiques. Cet outil a pour principal atout la rapidité, en effet il paraît une disquette par semaine. Cependant, le traitement des notices est rudimentaire. J'ai consulté ces disquettes à la bibliothèque de biologie animale de l'université LyonI. Ceci m'a permis de compléter ma recherche avec les articles les plus récents, ne pouvant pas être référencés dans les autres bases en raison des délais de traitement et de mise à jour.

C-2-c/ Recherche en ligne: DIALOG

Les interrogations se sont faites sur le serveur Dialog. C'est un serveur mis en place par la compagnie Knight-Ridder depuis 1972. Plus de 450 bases offrent des informations dans des disciplines très variées. J'ai interrogé par trois fois ce serveur une première fois en travaux pratiques avec monsieur Lardy, une seconde fois à l'enssib et enfin au cours d'une journée d'information sur la base Biosis proposée par l'U.R.F.I.S.T.

C-2-c-1 Les bases pluridisciplinaires

***Sci. Search file 434**

C'est une base produite par l'institut for scientific information (I.S.I.) et couvre la période de 1974 à maintenant. Cependant, j'ai interrogé la base 434 limité entre 1988 et maintenant. Les références présentes dans la base sont sélectionnées par des universitaires.

C-2-c-2 Les bases biologiques

***Biosis Previews file 55 (de 1985 à présent), file 5 (de 1969 à présent)**

Cette bases produite par le Bioscience Information service comporte plus de 10 millions de références. Elle se décompose en deux entités:

Biological abstracts référence des articles de plus de 9000 périodiques du monde entier.

Biological abstracts/RRM dépouille des rapports de recherche, des brevets et des comptes rendu de congrès. Cette base peut être interrogée très précisément à l'aide des concepts codes et biosystématiques codes. Les notices très complètes présentent, en général un résumé écrit par un spécialiste.

***Life science collection file 76**

Cette base est produite par le (C.S.A.) Cambridge Scientific Abstracts couvre la période de 1978 à maintenant. Elle référence les articles de 5000 périodiques, livres, rapports de congrès, des brevets américains et anglais. Cette base représente beaucoup moins de références que Biosis (2 000 000 références).

C-2-c-3 Les bases sur l'eau et l'écologie

***Environmental bibliography file 68**

Cette base produite par l'Environnement Studies Institute couvre la période de 1973 à maintenant et dépouille un peu plus de 300 périodiques dans le domaine de l'environnement.

***Water Ressource Abstracts file 117**

Cette base est produite par le département de l'intérieur américain, elle est constituée par la collection d'informations bibliographiques issues de cinquante centres de recherche sur l'eau. Elle couvre une période démarrant en 1968.

***Waternet file 245**

Produite par l'American Water Works Association, cette base couvre la période de 1971 à maintenant. Elle contient des références d'articles, de monographies, et de rapports de conférences.

D/ STRATEGIE DE RECHERCHE ET RESULTATS

D-1/STRATEGIES D'INTERROGATION

Les interrogations ont été faites à partir des termes et concepts définis précédemment mais en les adaptant en fonction des listes d'autorité et des thésaurus de chaque bases.

D-1-a/ Les CDROM

L'interrogation des CDROM n'a pas de contrainte de temps. Pour limiter le silence dans tous les cas, j'ai interrogé à partir d'une questions large, c'est à dire uniquement sur les quatres premiers concepts définis précédemment(cf B-3/). Le tri des références c'est fait à l'écran. De ce fait les notices téléchargées sont toutes pertinentes. Pour AQUALINE j'ai téléchargé toutes les références. Le CDROM Pascal a été interrogé par deux fois , suite à la modification du libellé du sujet

- Q1 INVERTEBRATA* OR INSECTA*
- Q2 POLLUTION OR TOXICITY
- Q3 MERCURY OR ARSENIC OR LEAD
- Q4 FRESHWATER
- Q5 Q1 AND Q2 AND Q3 AND Q4

Pour la base aqualine cette interrogation est complétée par une question sélectionnant le domaine à l'aide des category codes (CC=2 or CC=3 or CC=8). Les différentes catégories étant:

- 1=Water resources and supplies
- 2=Water quality
- 3=Monitoring and analysis of water and wastes
- 4=Water treatments
- 5=Underground service and water use
- 6=Sewage
- 7=Industrial effluents
- 8=Effects of pollution
- 9=Appropriate technology

D-1-b/ Interrogation en ligne sur le serveur DIALOG

D-1-b-1/ 1ère Interrogation

Cette interrogation a été faite à partir de la première expression du sujet. Elle a été faite en mode ONESEARCH, sur l'ensemble des bases sélectionnées. La question a été établie à partir de mots clés sélectionnés après la première interrogation de Pascal. Des troncatures (?) ont été utilisées pour obtenir toutes les formes orthographiques de ces mots. Pour les métaux l'interrogation c'est faite à l'aide de leur symbole et de leur nom développé. Le résultat présentait un très grand nombre de références (508). Pour évaluer cette question 20 références ont été déchargées. Seule deux références étaient pertinentes et ceci pour deux raisons:

La première question comportait le terme insecte tronqué (insect?) afin de prendre en compte le singulier, le pluriel et le latin. Ainsi les réponses traitaient aussi bien d'insectes mais aussi d'insecticides et d'insectivores.

Si il est judicieux d'utiliser, pour un élément, d'utiliser le symbole, l'arsenic est une exception. En effet "As", symbole de l'arsenic, est mot ayant une signification, et couramment rencontré dans la langue anglaise.

Etant donné ceci, les résultats de cette interrogation ne seront pas traités.

D-1-b-2/ Autres interrogations

*Biosis

L'écriture de la question c'est faite à l'aide du Thésaurus Biosis et de l'indexe des concepts codes et des biosystematiques codes. Chaque référence est indexée par une dizaine de concepts codes. Un biosystematique code indique la taxonomie et la classification du règne animal et végétal. La première interrogation est limitée au domaine de la toxicologie et de la limnologie avec les codes correspondants.

CC=22508 Toxicology-Veterinary Toxicology

CC=22506 Toxicology environmental and industria

CC=22502 Toxicology foods, Foods residus addits

CC=07514 Ecology ; Environmental Biology-Limnology

Par la suite, une deuxième interrogation est basée sur les codes concernant l'écologie.

CC=07517 Ecology ; Environmental Biology Water R

CC=07508 Ecology ; Environmental Biology-Animal.

Dans les deux cas la recherche a été limité à 10 ans.

1ère Interrogation	Nombre de références
S1 BC=INVERTEBRATES	876910
S2 CC=22508 or CC=22506 or CC=22502	347550
S3 CC=07514 or (FRESHWATER or STREAM or RIVER or LAKE)	187018
S4 (ARSENIC or MERCURY or LEAD)/KW	17767
S5 S1 and S2 and S3 and S4	350
S6 (PY > 1985) and S5	236
S7 S6 and (BIOACCUMULATION or BIOMAGNIFICATION or GROWTH()RATE or COMMUNIT? or BIOMONITORING	<u>49</u>

2ème Interrogation	Nombre de références
S1 BC=INVERTEBRATES	430788
S2 CC=07508 or CC=07517	141638
S3 (ARSENIC or MERCURY or LEAD)/KW	10551
S4 FRESHWATER	13624
S5 S1 and S2 and S3 and S4	<u>32</u>

Pour cette interrogation, le concept "eau douce" est limité au mot clé "Freshwater", qui est suffisant et n'induit pas un silence important.

***Interrogation des autres bases en mode ONESEARCH**

Cette interrogation permet d'éliminer automatiquement les doublons à la suite de l'interrogation. Sur ces bases j'ai limité l'interrogation à deux métaux (l'arsenic et le mercure) étant donné le nombre déjà important de références obtenues à propos du plomb lors de la recherche manuelle et desplomb lors de la recherche manuelle et des interrogations p

QUESTIONS	Références obtenues
S1 INVERTEBRAT? or MACROINVERTEBRAT? or INSECTES or OLIGOCHET? or COPEPOD? or CRUSTACE?	25165
S2 ARSENIC or MERCURY	39772
S3 FRESHWATER or LAKES or RIVER or STREAM	23096
S4 S1 AND S2 AND S3	169
S5 RD (*élimination des doublons*)	124
S6 BIOACCUMULATION or BIOMAGNIFICATION or COMMUNIT? or GROWTH()RATE or LC50	169659
S7 S6 and S5	36

D-1-c/ La recherche sur Internet

La recherche a été effectuée par les automates de recherche automatisée (InfoSeek, Lycos) et par des listes thématiques "Net Directory". La grande variété des types d'informations reçues en réponse, rend fastidieux la recherche d'informations. Le mot clé "Arsenic" m'a permis de trouver les serveur d'une chaîne de magasins de vêtements américains! J'ai pu localiser un site référençant les ressources d'internet mais la plupart des adresses ne sont plus valables. J'ai fait un sélection d'adresses et de newsgroups pouvant avoir un intérêt pour le sujet.

La base bibliographique Américaine Uncover, accessible par Tinet, c'est avérée impossible à contacter malgré de nombreux essais. Ceci est sans doute le fait de l'encombrement des liaisons avec les Etats Unis.

ADRESSES :

N.A.B.S. Bibliographies in Aquatic and Benthic Biology :

-gopher.nd.edu/Notre Dame Academic and Research Data/Aquatic Biology

N.O.A.A. Environmental Info Services :

-http://www.esdim.noaa.gov/

-http://www.noaa.gov/

N.H.B.S. Book Net Searches :

-http://www.nhbs.co.nk

C.S.A. Cambridge Scientific Abstracts (les sommaires des publication des cet éditeur sont consultables sur ce serveur) :

-gopher://moe.csa.com

Water Quality Data Directory :

-Scilibx.ucsc.edu /Researcher/Sci. & Eng. /Biol. & Life Sci/Worldwide Biol.
Gopher Serv. /Env. Sci.

Uncover :

Information: - <http://www.carl.org/uncover/unhome.html>

Accès à la base: - <telnet://database.carl.org> (keyword:W)

News groups

Sommaires de périodiques: bionet.journals.contents

Biologie des populations bionet.population-bio

Recherche en écologie ESA Sci.bio.ecology

D-1-d/ Autres types de recherche

Certaines références ont été extraites des bibliographies des articles consultés. il s'agit de références antérieur à 1985. La recherche sur l'Arsenic remonte souvent aux années 70-80 et même avant. Quelques références traitent de sujet périphérique à la problématique traitée mais pouvant éclairer un point ou l'autre. Enfin une recherche manuelle à la bibliothèque universitaire de Lyon I m'a permis de trouver des ouvrages généraux sur les métaux considérés.

D-2/ Résultat

La sélection finale a permis de déterminer les références pertinentes. Cette sélection est basée sur le titre, les mots clés et le résumé lorsqu'il est disponibles. Il a fallu éliminer les doublons entre les différentes sources, et les références déjà possédées par le laboratoire. Cette étape est longue et fastidieuse, et demanderait une parfaite connaissance de l'évolution des recherches dans ce domaine et des auteurs majeurs. Les notices travaillées, c'est à dire avec un résumé et une indexation faite à partir d'un thesaurus, sont beaucoup plus aisées à traiter.

L'origine des références est multiple (table 3). En effet 38 % sont issues des interrogations sur CDROM, 39% des interrogations de DIALOG et 23% d'origines diverses (graph 1).

Cependant l'interrogation sur CDROM, n'a pas donnée des résultats semblables sur toutes les bases. Si CDTHESE, doit être interrogé du fait de sa particularité (Thèses françaises), il n'en est pas pour autant simple à utiliser. En effet l'indexation presque aléatoire et l'absence relativement courante de résumé rend difficilement l'interrogation et l'exploitation des références. La même observation peut être faite pour EauDoc qui contient essentiellement des rapports Français. De plus les références issus de cette bases, sont plutôt des états des lieux que des études d'impact.

Pascal est une base pluridisciplinaire, l'étendue des domaines traités impose une liste de mots clés ne pouvant représenter dans le détail tous les concepts de chaque article. C'est cependant une base importante de par sa taille, et la biologie y est bien représentée. La base aqualine complète bien pascal, car c'est une base spécialisée, avec un thésaurus facilitant les requêtes.

En ligne, la base la plus intéressante est Biosis, elle a fourni 28% des références, c'est le pourcentage le plus élevé. C'est l'intermédiaire entre une base pluridisciplinaire, comme Pascal et une base spécialisée comme La base aqualine, en effet cette base traite tous les domaines de la biologie. C'est une base majeure, de plus les résumés très complets permettent de se faire une idée juste du contenu et de l'intérêt du document. Ceci permet de corriger les incohérences courantes entre la signification du titre et du contenu du document. La base, life science collection, complète l'interrogation des autres bases.

Le taux de pertinence des bases est en moyenne entre 60-70% (Table 2, graph 2) soit un bruit entre 30 et 40%. Le bruit est dû à des références traitant du sujet sous des aspects très divers. L'aspect cytologique, génétique, agro-alimentaire, méthodologique ou chimique. Il y a également les études traitant des poissons où les invertébrés interviennent en terme de régime alimentaire. Trois références ont été écartées en raison de la langue du document.

Internet est sans doute un excellent moyen de communication entre les chercheurs, mais la recherche d'informations sur un sujet précis est très fastidieuse.

La lecture des documents a permis de trouver des références anciennes. Et également des références d'articles qui ne traitent pas du sujet mais qui peuvent apporter des compléments intéressants. Ces documents apportent des éclairages différents des concepts du sujet.

D-3/ Coût de la recherche

Le temps de connexion totale est de 1,915 heures soit environ 2 heures pour un coût de 52,58\$. A cette somme il faut ajouter le prix de téléchargement des notices (125 au total) soit environ 150\$.

Au coût de la recherche automatique, il faut ajouter le coût des documents. Soit environ 100f de photocopies et 300f pour le prêt entre bibliothèques.

Afin de faire une estimation correcte du coût d'une telle recherche, il faudrait chiffrer la valeur du temps passé à la recherche sur CDROM et au tri des références, et bien évidemment de la lecture et de la synthèse des documents.

Bibliographie manuelle	
Mme Gibert	16
Sandrine	62
Valerie	54

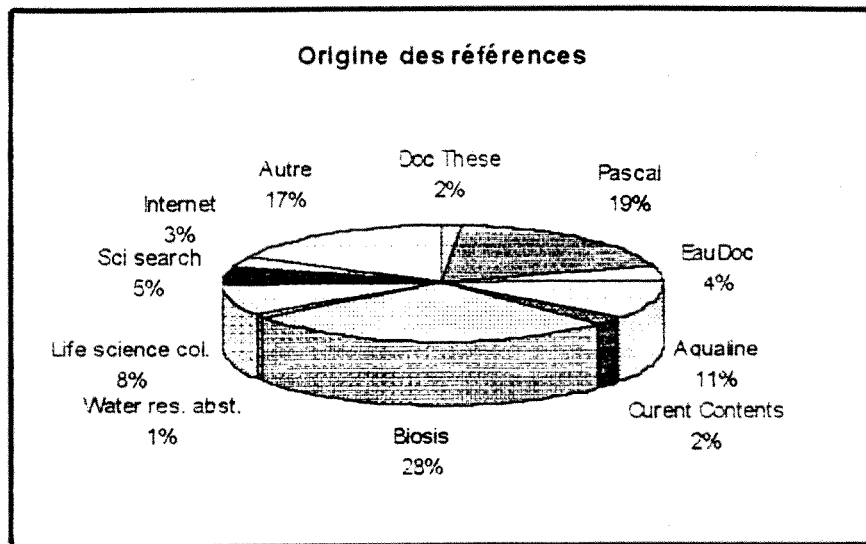
Table 1: Résultat de la recherche manuelle

BASES	Retrouvées	Rejetées	Doublons	Retenues	% pertinence
CD ROM					
Doc Thèse	8	2	4	2	75%
Pascal	29	0	4	25	100%
Biosis	4	1	2	1	75%
Aqualine	34	14	5	15	59%
EauDoc	7	0	2	5	100%
TOTAL	82	17	17	48	
Disquettes					
Curent Contents	8	2	3	3	75%
Dialog					
Biosis	39	16	4	21	64%
Biosis	32	12	7	13	63%
Life science col.	18	4	3	11	78%
Sci search	17	3	6	7	76%
Water res. abst.	6	0	5	1	100%
Waternet	1	0	1	0	100%
Env.abst	1	0	1	0	100%
TOTAL	105	39	14	53	

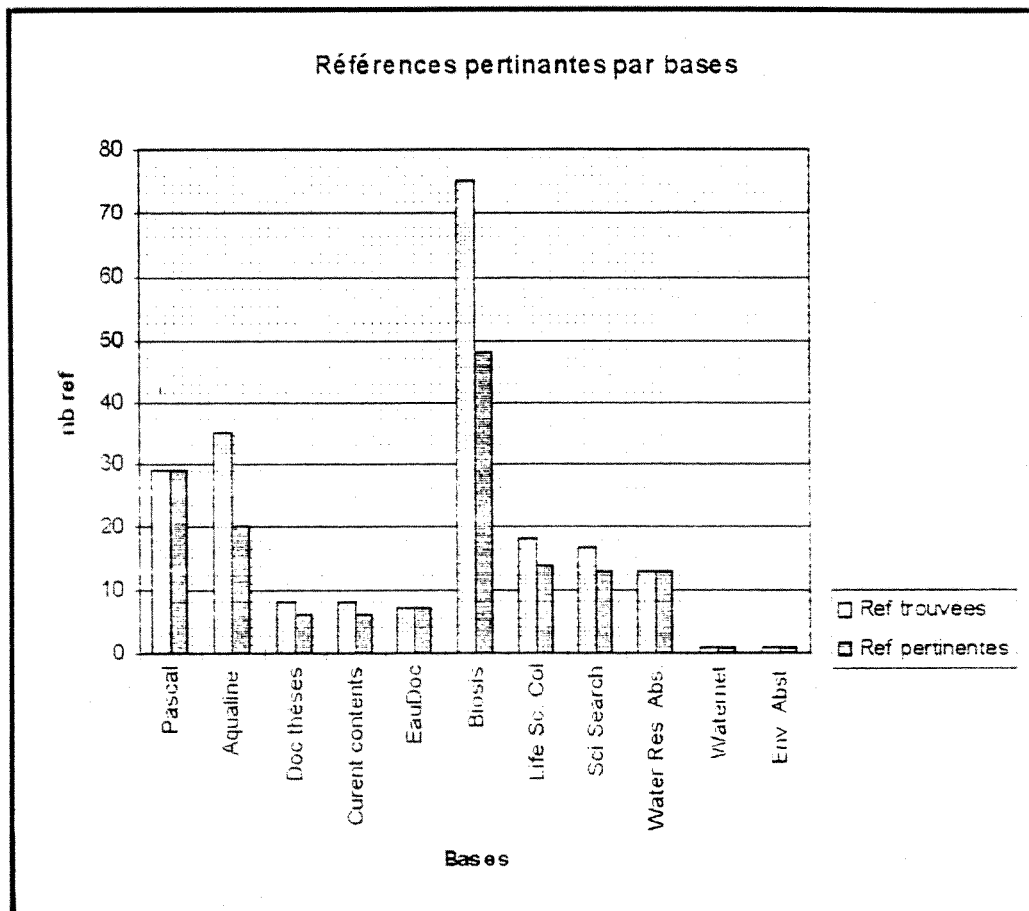
Table 2: Résultats de la recherche automatisée et taux de pertinence des bases interrogées

CD ROM	
Doc Thèse	2
Pascal	25
Biosis	1
Aqualine	15
EauDoc	5
Disquettes	
Curent Contents	3
Dialog	
Biosis	36
Life science col.	11
Sci search	7
Water res. abst.	1
Autre	
Internet	4
Autre	23

Table 3: Origine des références



Graf 1: Origine des références bibliographiques



Graf 2: Références pertinentes (références retenues et doublons) et références trouvées par ba

D-3/ Critique de la recherche

Lors de la sélection des bases, il semble intéressant d'avoir des bases généralistes voir même pluridisciplinaires et des bases spécialisés. Pour le sujet traité les bases Pascal, Biosis et La base aqualine, de natures différentes, se sont complétés.

Pour limiter le silence, il aurai peut-être été plus judicieux de fa interrogations de Biosis en croisant un nombre limité de concepts (3 à 4) afin d'obtenir un nombre suffisant de références. Celle-ci sont ensuite télédéchargées dans un format réduit (Titre et mots clés) et gratuit. Après tri, les références pertinentes peuvent être télédéchargées en format complet.

CONCLUSION

La recherche documentaire c'est effectuée en plusieurs temps. D'abord, un travail sur le sujet pour un extraire les concepts et les mots clés, puis la sélection et l'interrogation des bases de données. La recherche c'est effectuée sur CDROM, en ligne sur DIALOG et sur internet. Ensuite, j'ai tiré les références avant de me procurer les documents. Le travail manuelle fournit par une documentaliste est important à tous les niveau des la recherche: la construction des requêtes, le tri des notices, la synthèse des documents.

Les références sont principalement issues de trois bases: Biosis, pascal et La base aqualine. J'ai pu remarquer qu'une sélection judicieuse de bases se compétant est plus rentable qu'une multiplication des bases interrogées. Il est donc intéressant de bien connaître les bases interrogées. Les bases donnant accès à un thésaurus et fournissant un résumé permettent d'être efficace pour la construction et la pertinence des requêtes. Ceci facilité également le tri des notices. Pour ce dernier point ainsi que pour la synthèse des documents, une bonne connaissance du domaine d'application du sujet facilite la tache. Les documentalistes spécialisés qui maîtrisent le domaine et les techniques documentaires, ont ici tout leur intérêt. Le travail doit être fait en collaboration avec les chercheurs qui ont une connaissance plus pointue du sujet. Ce travail de collaboration doit aboutir à un travail correspondant au besoin et à la demande du commanditaire.

DEUXIEME PARTIE

LA SYNTHESE DU SUJET

L'écologie est considérée comme une science de synthèse et d'analyse qui traite des relations des organismes avec leur milieu. Un système écologique est en équilibre dynamique. C'est le jeu d'interactions, complexes et innombrables, du biota avec son milieu et des différents organismes vivants entre eux. Au niveau des peuplements entre en jeu des phénomènes de compétition pour l'occupation de l'espace et la consommation de nourriture disponible. L'intensité et la variation des interactions sont fortement régies par les variations des facteurs climatiques et physico-chimiques du milieu. Si une modification est apportée au système, elle entraînera une série de réactions en chaîne dont l'effet sera de modifier l'ensemble du système. Les pollutions métalliques, en milieu aquatique, perturbent l'ensemble de l'écosystème et peut aboutir indirectement à l'intoxication de l'homme par ingestion de poissons contaminés. Les invertébrés sont utilisés comme indicateurs biologiques de ces pollutions métalliques. Les conséquences des perturbations sont détectées à différents niveaux, entre autre au niveau individuel, au niveau des populations et au niveau de la dynamique des communautés biologiques.(Fig. 1)

Nous ferons, ici, un état des connaissances de l'impact de l'arsenic (As), du mercure (Hg) et du plomb (Pb) sur les invertébrés aquatiques d'eau douce. L'impact de ces polluants est régit par quatres phénomènes:

- La spéciation, c'est-à-dire, les rapports entre les différentes formes chimiques des métaux dans les différents compartiments (sédiments, eaux interstitielles, l'eau et les organismes vivants).

- La bioaccumulation, c'est-à-dire, l'accumulation du métal dans les tissus des organismes.

- La biomagnification, c'est-à-dire, la transmission d'un métal ou d'autres résidus polluants d'une espèce à une autre espèce "consommateur" de plus haut niveau dans la chaîne alimentaire. Ceci peut aboutir à des effets dangereux de contamination et d'accumulation (Finerty et al. 1990).

- La toxicité des polluants sur la physiologie des organismes.

Ces quatres phénomènes sont également influencés par de nombreux facteurs biotiques et abiotiques (température, ph, potentiel redox, photopériode).

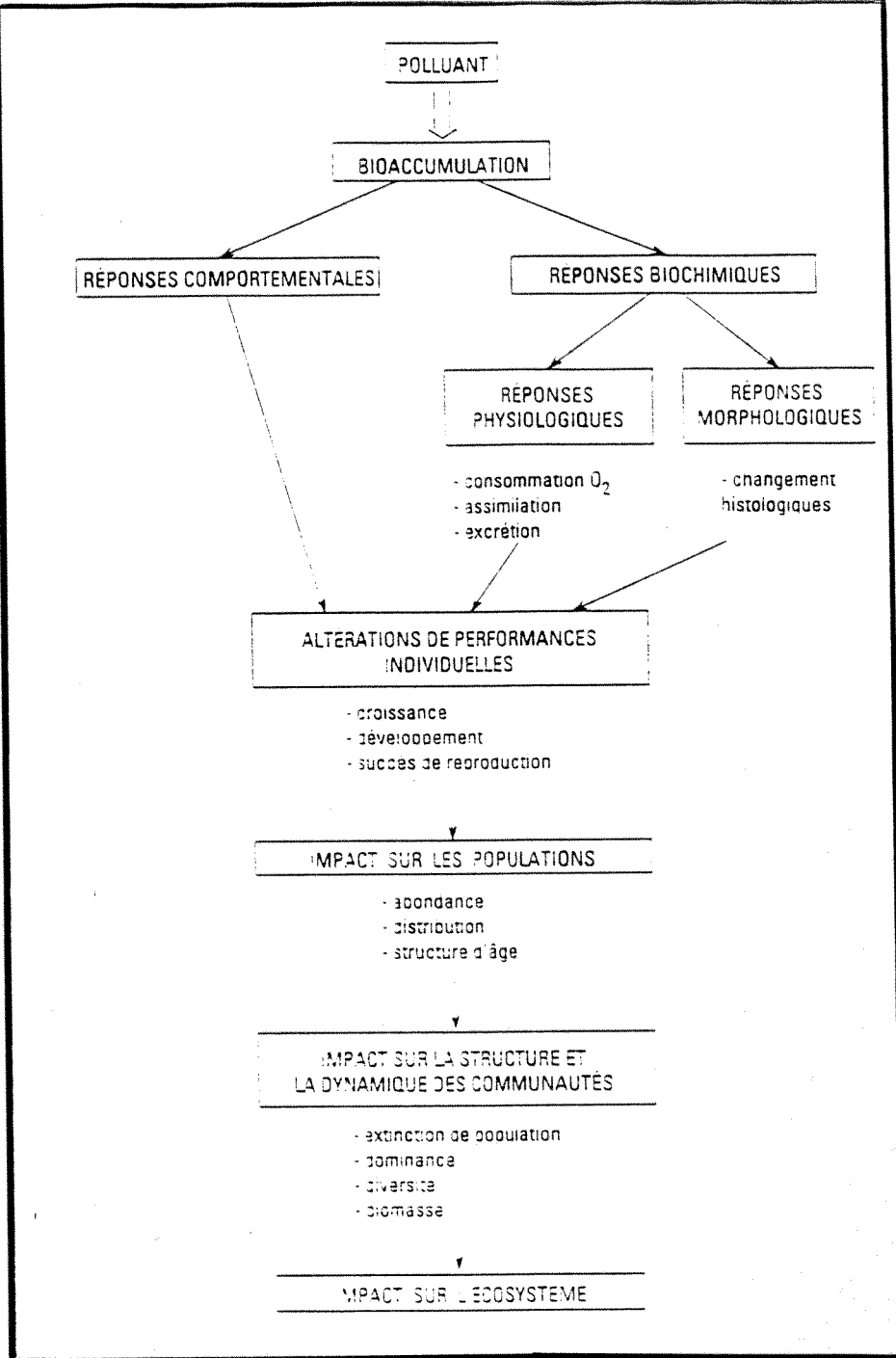


Fig 1: Schéma général des modalités d'action d'un polluant sur un écosystème (Ramade 1992)

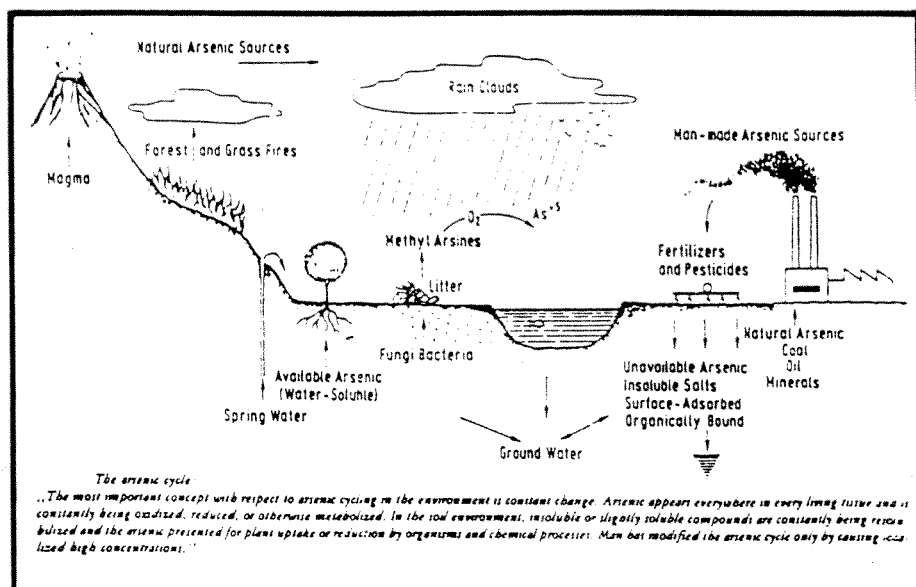


Fig 2: Cycle de l'arsenic dans le milieu naturel (A.F.E.E., 1984).

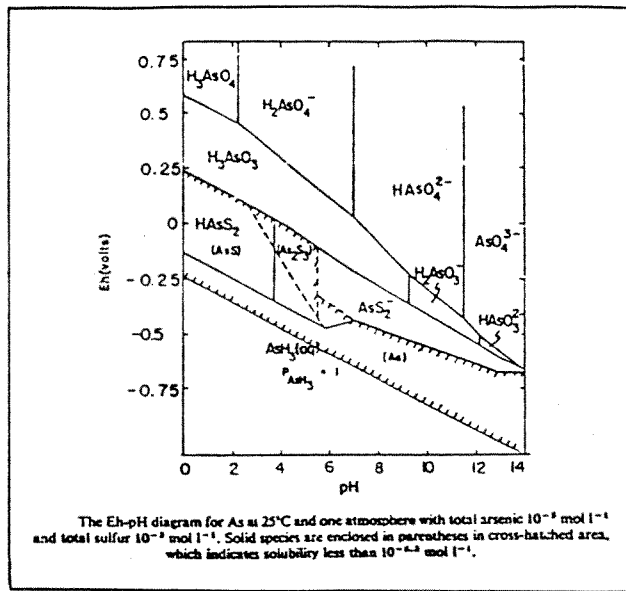


Fig 3: Diagramme Eh-pH de l'Arsenic. (A.F.E.E., 1984)

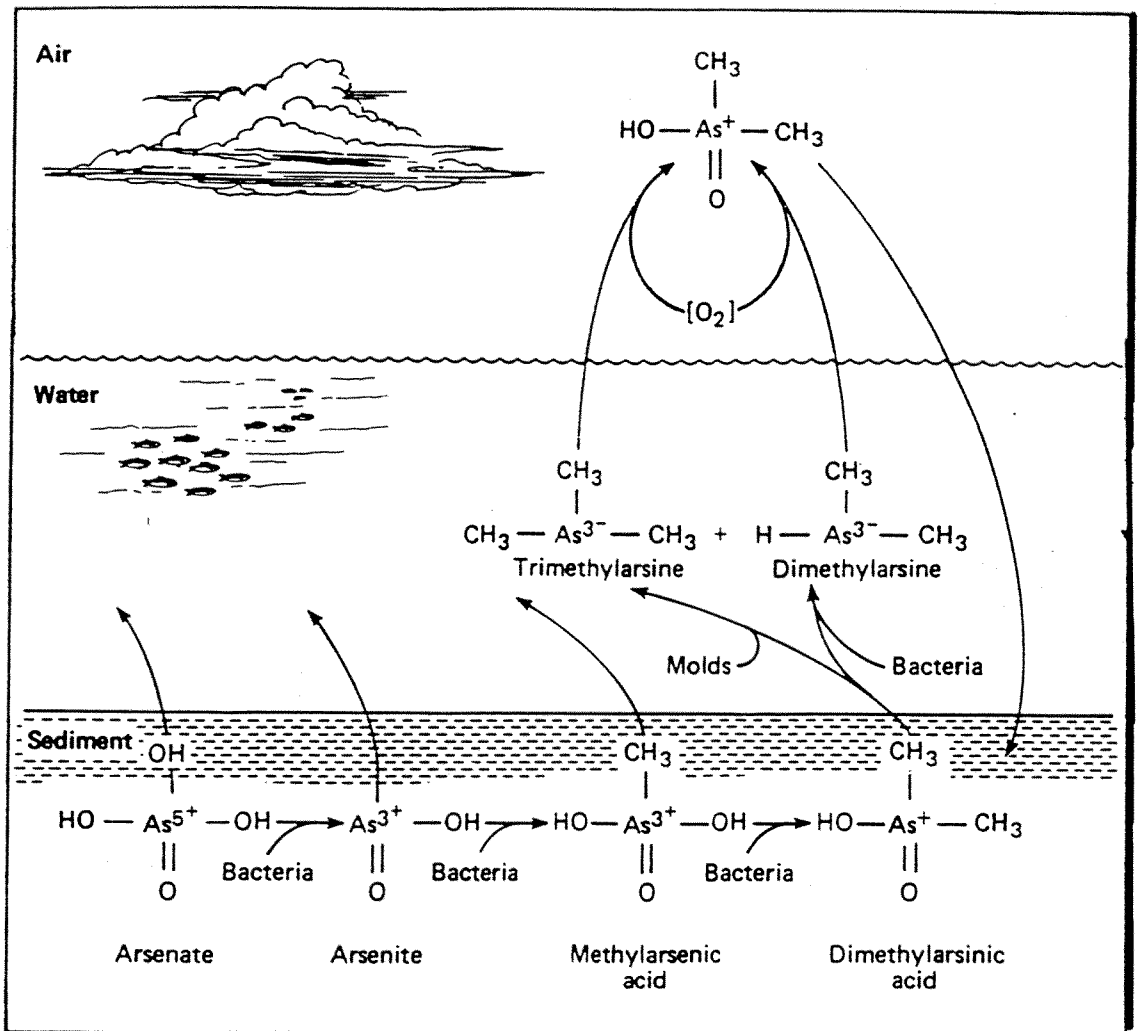


Fig 4: Cycle biologique de l'arsenic (d'après Wood, 1974 modifié par Spehar et al. 1980).

A/ L'ARSENIC

A-1/ la spéciation

L'arsenic a des sources d'émissions diverses, entre autre la combustion, du charbon et du fuel, ou des pesticides.(Fig 2)

Les teneurs d'arsenic, dans les eaux douces se situent entre 0.002 et 0.068 mg/l. En milieu aquatique, ce métal existe sous forme organique et inorganique. L'arsenic est stable sous quatre formes d'oxydation (As V, As III, As, As⁻³) en fonction du potentiel redox (Eh). Cependant, en milieu aquatique les formes As⁻³ et As se rencontrent très rarement. Dans les eaux oxygénées, les acides d'arsenic sont stables.(Fig 3)

L'arsenic peut être absorbé par les argiles ou par coprécipitation métallique. L'Arséniate ferrique, qui se forme dans les eaux aérées, est particulièrement insoluble. Les bactéries anaérobies réduisent et méthylent les composés arsenicaux, pour donner des produits toxiques : la diméthylarsine et la triméthylarsine. Ces arsines sont oxydées et donnent des produits moins toxiques comme l'acide cacodylique. Cet acide est utilisé comme composé intermédiaire pour la synthèse de la diméthylarsine à partir de sels d'arsenic. La méthylation joue un rôle important pour le transport des métaux des sédiments à l'eau. Il a également été montré que les bactéries méthanogéniques en anaérobiose peuvent méthyler l'arsenic inorganique en diméthylarsine, composé volatil. L'arsenic inorganique semble plus toxique et beaucoup plus accumulé que l'arsenic organique par certaines espèces d'invertébrés aquatiques (Spehar et al. 1980). L'arsenic inorganique trivalent est généralement plus toxique que la forme pentavalente. (Hall et Burton 1982).(Fig 3)

A-2/ Bioaccumulation et biomagnification

L'absorption de l'arsenic, comme pour les trois métaux considérés se fait, soit par la surface corporelle (voie directe), soit par ingestion des sédiments ou d'une nourriture contaminée(voie indirecte). L'arsenic est accumulé par les organismes aquatiques. Selon Spehar et al. (1980), les Insectes trichoptères et les Mollusques gastéropodes ont concentré 130 fois la concentration en arsenic de l'eau dans leurs tissus. Les bas niveaux de la chaîne trophique accumulent plus l'arsenic que les hauts niveaux de la chaîne. Maeda et al. (1990) dans une chaîne trophique artificielle (phytoplancton - zooplancton - gastéropode) a trouvé respectivement pour facteurs de concentrations: 965, 192 et 11. Une explication du phénomène est basée sur le rapport surface/masse des organismes, par conséquent, les plus petits invertébrés pourraient absorber plus d'arsenic.

L'accumulation varie en fonction des taxons et des facteurs du milieu. L'arsenic accumulé dans les cellules augmente avec la concentration d'arsenic dans le milieu (Maeda et al. 1990). Le facteur de bioconcentration dépend de la concentration initiale d'arsenic dans le milieu. Cependant, le facteur de concentration de l'arsenic diminue avec l'augmentation de la teneur en arsenic du milieu (Wagemann et al. 1978).

L'arsenic n'est, semble-t-il, pas biomagnifié le long de la chaîne alimentaire (Wagemann et al. 1978, Hall et Burton 1982, Spehar et al. 1980, Maeda et al. 1990).

L'arsenic accumulé est en grande majorité de l'arsenic non méthylé. La concentration relative de l'arsenic méthylé par rapport à l'arsenic total accumulé, augmente avec les niveaux trophiques (Maeda et al. 1990).

Au niveau des micro-organismes, une petite concentration d'arsenic augmente leur activité. Une augmentation conséquente de la teneur en arsenic de l'eau, entraîne une augmentation de l'arsenic accumulé par *Moina macrocopa*, cependant, l'activité de méthylation n'augmente pas. La concentration relative de l'arsenic méthylé décroît par rapport à l'arsenic total accumulé (Maeda et al. 1990).

Pour l'écrevisse, Finerty et al. (1990), trouve des corrélations positives entre la concentration d'arsenic et de plomb accumulé dans l'hépatopancreas et le pourcentage de smectite. La concentration accumulée dans l'abdomen serait, elle, corrélée au pourcentage de mica.

L'arsenic ne semble pas s'accumuler autant que les autres métaux (Spehar et al. 1980) ; ceci est peut être du à une transformation complexe de l'arsenic résultant d'une perte de composés par la réduction en forme très volatile. *Daphnia magna* serait capable de convertir l'arsenic inorganique en arsenic organique.

A-3/ Toxicité (Table 4)

L'arsenic apparait moins toxique pour les organismes que beaucoup d'autres métaux. L'arsénite (As III) est plus toxique que l'arséniate (As V). L'arsénite est présente dans les eaux interstitielles et les sédiments, l'arséniate est présent dans l'eau. Les espèces qui ont leur pupaison dans les sédiments sont plus sensibles à la concentration d'arsenic. Le mécanisme de toxicité de l'arsenic est du à une réaction de l'arsenic III avec des protéines du groupe des sulfhydriles ce qui crée une activité enzymatique (Spehar et al. 1980). Pour Spehar, les composés organiques n'apparaissent pas comme toxiques. L'arsenic diminue les taux de croissance des organismes.

Les amphipodes (*Hyaella knickerbockers*, *Hyaella azteca*) sont les plus sensibles à l'arsenic III, *Pelecypoda*, *Ephemeroptera*, *Amphipoda*, *Hirudinea* sont également des taxons sensibles (Wagemann et al. 1978). Les isopodes, les odonates et les coléoptères sont tolérants vis à vis de l'arsenic. (Spehar et al. 1980, Wagemann et al. 1978)

En résumé, l'arsenic est accumulé par les organismes mais n'est pas magnifié. L'arsenic est accumulé dans ces formes inorganiques. C'est un métal peu toxique, sa forme la plus toxique est l'arsénite AsIII. L'arsenic diminue le taux de croissance des organismes.

B/ LE MERCURE

B-1/ La spéciation

L'activité volcanique, le lessivage, l'évapotranspiration, les végétaux en décomposition, le dégazage des sols sont des sources naturelles de mercure. HgS est un minéral commun. Les sources anthropogéniques du mercure sont nombreuses, elle proviennent de l'industrie et de l'agriculture.(Fig 5)

Le mercure est présent dans les écosystèmes en très faible concentration (<20ng/l), mais, est très toxique. C'est le métal se révélant le plus toxique de toutes les études comparatives (Fargasova 1994). Il existe sous forme élémentaire Hg, mercureux HgI et mercurique. La spéciation des composés inorganiques est déterminée par le pH, le potentiel redox et le type de ligands présents.(Fig 6)

Le mercure arrive dans l'écosystème sous forme élémentaire ou HgII Chlorure ou de complexe hydroxyde. Il est ensuite complexé dans les sédiments ou avec des particules en suspension. Dans les sédiments les bactéries convertissent le mercure en formes méthylées. En eau alcaline, le diméthylmercure est volatil. Dans des eaux acides, le diméthylmercure est converti en monométhylmercure qui est retenu en solution.

L'augmentation de la température entraîne un changement dans la population bactérienne, ayant pour conséquence une croissance de la vitesse de méthylation. Une diminution du Ph stimule la production de méthylmercure dans l'eau et à l'interface sédiments-eau. Le Ph a un rôle dominant pour contrôler la spéciation dans la phase aqueuse. Le matériel humique devient moins soluble, permettant la formation de complexes organo-mercures (mercure-acide humique). L'aération augmente probablement la disponibilité du mercure pour certains organismes en favorisant la décomposition de la matière organique et des sulfures.

Le méthylmercure est reconnu comme la forme la plus toxique, et l'ion HgCH_3^+ comme la forme la plus stable. Or, tous les composés mercuriels contenus dans les eaux sont transformés à plus ou moins longue échéance en méthylmercure. Ce composé traverse facilement les membranes, c'est donc probablement sous cette forme que se fait la biomagnification le long de la chaîne alimentaire. Le mercure organique représenterait 32,7 à 100% du mercure total (Surma-Aho et al. 1986), pour Hildebrand et al. (1980) le méthylmercure représente 50% du mercure total chez les invertébrés.

B-2/ La bioaccumulation du mercure

Le mercure a un haut potentiel pour l'accumulation et la biomagnification. Dans des zones non contaminées, la concentration de mercure dans les tissus des invertébrés est inférieure à $1,0\mu\text{g/g}$. Dans les zones contaminées, les concentrations peuvent être supérieures à 1mg/kg (Huckabee et al. 1979). Le mercure total chez les écrevisses de 13 lacs du sud et du centre de l'Ontario est inversement corrélé avec le pH. Le mercure dans ces écrevisses à des concentrations entre $0,022$ et $0,614\mu\text{g/g}$ (Allard et Stokes 1989).

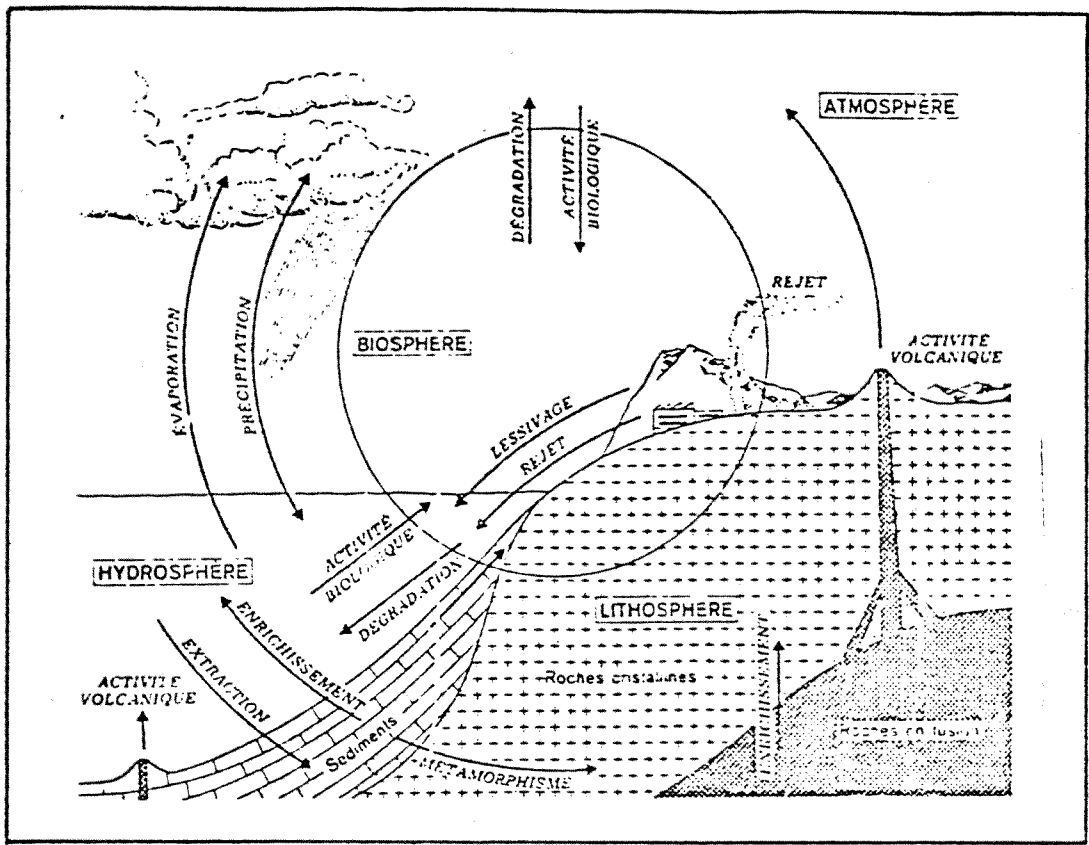


Fig 5: Cycle du mercure (A.F.E.E. 1975)

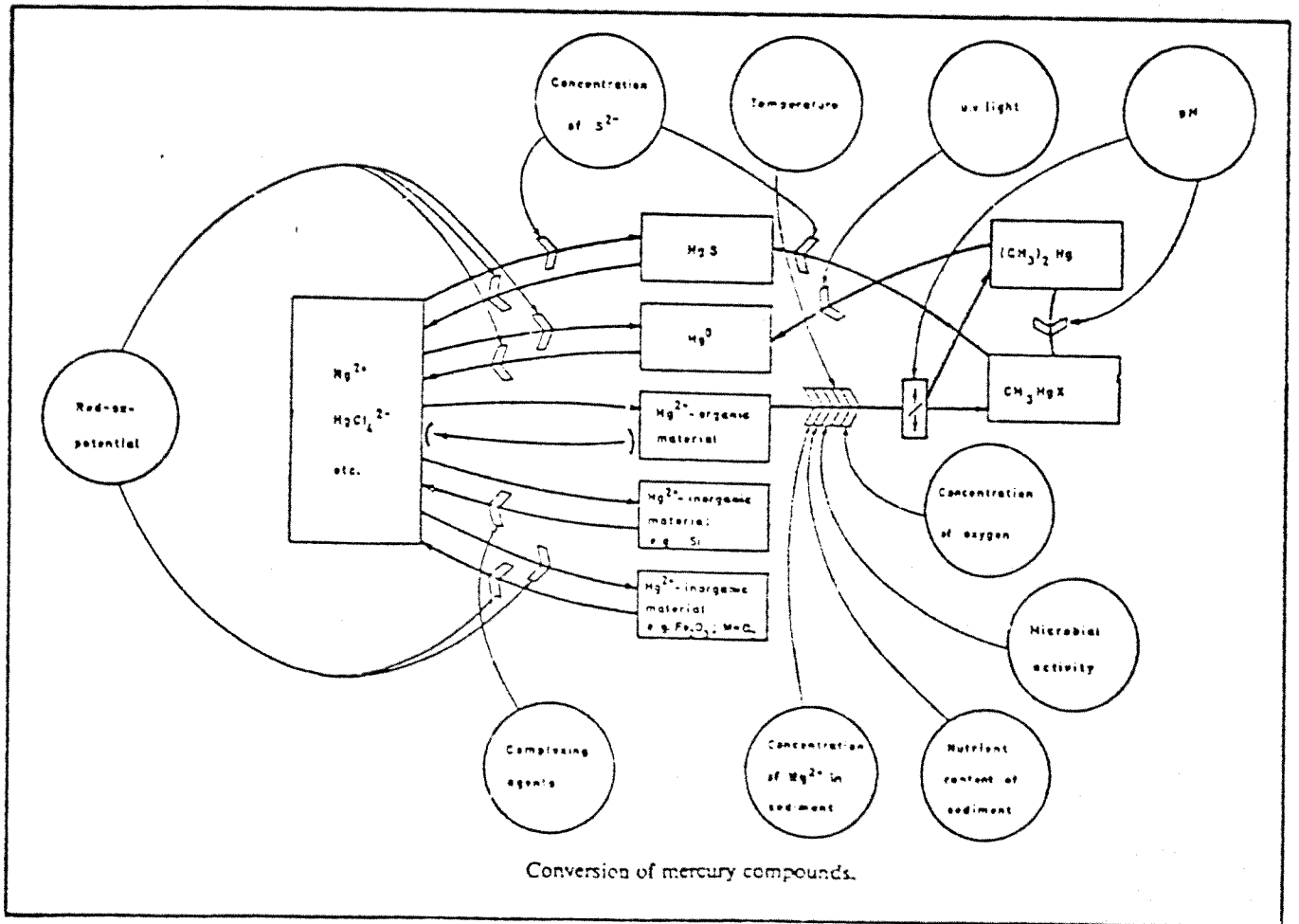


Fig 6: Spéciation du mercure (A.F.E.E. 1975)

La voie prédominante de l'accumulation du mercure est la voie trophique. La voie directe par absorption passive est faible (Odin et al. 1994). La concentration totale de mercure chez les Amphipodes et les Chironomides est relative à la concentration totale de mercure dans les sédiments. Une quantité importante de sédiments est absorbée par ces organismes, le mercure est remobilisé au niveau de l'intestin pour être accumulé dans les tissus. L'absorption directe du mercure à la surface du corps est faible malgré l'augmentation de la fraction accessible due à la perturbation physique des sédiments créée par l'activité de ces organismes. Pour les macroinvertébrés benthiques, le sédiment est la source de mercure (Becker et Biggam 1995). Les organismes fouisseurs sont, par conséquent, particulièrement exposés (Odin et al. 1995).

Le mercure organique est accumulé à plus fort taux dans l'abdomen que dans les autres tissus de l'écrevisse. (Armstrong et Kamilton 1973)

La concentration et le temps d'exposition au mercure affecte l'accumulation par les organismes aquatiques. L'absorption de mercure dépend du degré de complexation, de la stabilité et de la charge des espèces chimiques avec lesquels l'organisme est en contact (Smith et al. 1975). La fixation du mercure par les organismes semble régie par les substances sédimentaires ou en suspension comme FeOOH, MnOOH, la matière organique, les sulfures ou l'argile. Selon Jackson (1988) les espèces biologiques fixeraient préférentiellement certaines formes de mercure. FeOOH semble limiter la fixation de mercure par les larves de Chironomidés. MnOOH limite la fixation de mercure par les oligochètes et les nématodes.

Le facteur de bioconcentration^{1*} diminue avec l'augmentation du carbone organique dissout (Back et al. 1995). Les plus fortes concentrations de mercure, chez les organismes benthiques, sont recensées dans des sédiments qui sont pauvres en matière organique (Boddington et al. 1979). Les invertébrés benthiques peuvent affecter les concentrations de mercure dans l'eau par la bioturbation. La perturbation physique des sédiments, par les invertébrés crée un relargage du mercure dans l'eau (Boddington et al. 1979).

L'effet du pH est assez mal connu, les données sont contradictoires (Wren et MacCrimmon 1983). L'accumulation serait plus importante pour des valeurs de pH faibles.

La température a un impact sur le métabolisme ce qui affecte la croissance, la respiration, la nutrition et les échanges avec l'environnement. L'accumulation du mercure varie avec la température. Une élévation de la température de 10 à 26 °C aboutit chez *Hexagenia rigida* à une croissance de l'accumulation de mercure organique. La même élévation de température entraîne une baisse de la concentration relative dans les branchies vis à vis du reste de l'organisme. Cette différence peut être attribuée à

^{1*}Facteur de bioconcentration = La concentration de mercure des organismes (ng/g poids sec) divisé par la concentration de mercure dissous (ng/l)

l'augmentation de l'absorption par la voie indirecte (trophique). L'élévation de la température contribue directement ou indirectement au transphère du mercure depuis les sédiments (Rossaro et al. 1986).

La photopériode a une influence, mais peu importante et difficile à déterminer. Les variations saisonnières sont également difficilement quantifiables et très variables étant donné le nombre de facteurs qui entre en jeu. Elles sont liées au cycle biologique (Packman 1993).

L'accumulation du mercure dans les tissus des macroinvertébrés est principalement déterminée par la qualité des aliments et le mode d'alimentation.

B-3/ La Biomagnification

Le pourcentage de méthylmercure, par rapport au mercure total, augmente avec les niveaux trophiques. Le méthylmercure est plus efficacement transféré dans la chaîne que le mercure inorganique. Le facteur de bioaccumulation augmente avec le niveau trophique aussi bien dans les chaînes benthiques que pélagiques (Becker et Bigham 1995). (Fig 7)

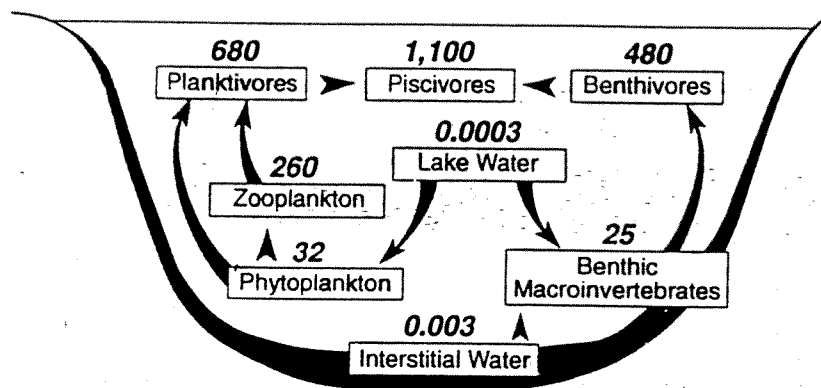


Fig 7: Les concentrations de méthylmercure (µg/Kg) dans la chaîne alimentaire du lac Onondaga. (Becker et Bigham 1995)

Les facteurs de biomagnification^{2*} sont relativement faibles par rapport aux facteurs de bioaccumulation.

Le concepte de producteur primaire (phytoplancton), consommateur primaire (zooplankton), consommateur secondaire (poisson herbivore) et prédateur (poisson piscivore) réagissant dans un modèle linéaire de chaîne trophique peut induire en erreur. Il existe une certaine plasticité trophique qui peut affecter les effets de la bioaccumulation (Back et al. 1995). *Elliptio Complanata* vit dans des eaux plus calmes que *L.r. radiata* elle mange donc sans doute des particules plus petites et relativement

^{2*}Facteur de biomagnification: c'est le quotient de la concentration du mercure de l'organisme (ng/g) divisé par la concentration particulaire du mercure (ng/g poids sec)

plus contaminées (Metcalfé et Smith 1994). La sélection du type de nourriture, les différents taux métaboliques, l'écologie et la qualité de la nourriture accessible peu créer des différences. La concentration de mercure dans les tissus est spécifique de l'espèce et du site.

B-4/ La Toxicité (Table 5)

Le mercure a des effets toxiques a de faibles concentrations comme $0.04\mu\text{g/l}$: Il inhibe la reproduction de *Daphnia Magna* (Biesinger et al. 1982) et supprime la reproduction asexuée de la Planaraire *Dugesia dorocephala* (Best et al. 1981). De nombreux facteurs influencent la toxicité du mercure. Les différences de sensibilité, liées au sexe peuvent exister pour certaines espèces. Heitand et Fingerman (1987) trouvent que pour l'écrevisse (*Faxonella clypeata*), le mercure est plus toxique chez les mâles que chez les femelles avec une $LC50^{3*}$ (3 jour) de 0,2 et $2,0\mu\text{g/l}$ respectivement. Ananthalakhnikumati et al. (1990) a fait la même observation pour le Décapode *Paratelpusa hydrodomous*. Les stades plus jeunes des organismes sont souvent plus sensibles que les adultes.

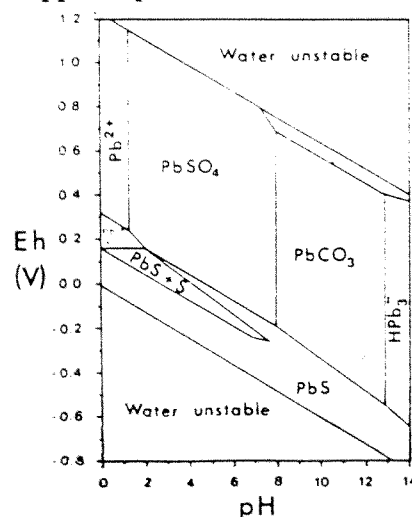
En résumé, le mercure est fortement accumulé par les organismes aquatiques. Il est magnifié principalement sous sa forme méthylé. L'accumulation se fait majotitairement par voie trophique. Les sédiments sont une source importante de mercure. Le comportement alimentaire et la qualité de la nourriture sont des facteurs importants pour expliquer la variation spécifique. L'accumulation semble diminuer inversement au pH et augmenter avec la température.

C/ LE PLOMB

C-1/ La spéciation

Le plomb est pour une grande majorité d'origine anthropique il est en général dissout dans des teneurs allant de 1 à $50\mu\text{g/l}$. Le plomb Pb^{2+} peut être stable dans un environnement contenant des sulfures mais uniquement à très bas pH. La solubilité du carbonate de plomb ou de l'hydroxyde de plomb est, de plus de 50ppm à $\text{pH}=5$ et $\geq 10^{-3}$ M DU CO_2 total dissout.

Fig 8: diagramme Eh-pH du Plomb à 25°C et 1 atm de pression. (Hermann et al. 1985)



3* Concentration létale pour 50% des individus testés

C-2/ La bioaccumulation et biomagnification

La bioaccumulation du plomb est généralement faible, les études montrent qu'il est peu ou pas magnifié dans les chaînes trophiques (Jenkins 1980 ; Birdsall et al. 1986). En fait, les plus bas niveaux de plomb sont observés chez les plus bas échelons de la chaîne trophique (Eisler 1988 ; Wren et al. 1983). Jenkins (1980) a utilisé le terme de "Biomimification" pour décrire cette situation. Les concentrations de plomb pour les moules d'eau douce de la rivière Saint Clair, près de Détroit, sont aux environs de 7,1 µg/g (Pugsley et al. 1988).

La bioconcentration du plomb, par les invertébrés est relativement faible. Persaud et al. (1987) signalent que le niveau de plomb chez les invertébrés benthiques est très bas : le Facteur de BioConcentration (BCF=0,03). La majorité du plomb est associé au sédiment et se situe dans l'intestin. Les invertébrés ne régulent pas les teneurs en plomb de leurs tissus. Ceci a été démontré pour les moules (Wren et al. 1986), les crustacés (Sepharr et al. 1978 ; Evans et Luserby 1983) et les Chironomides (Krantzberg et Stokes 1989). Les variations des concentrations de plomb chez les invertébrés aquatiques peuvent refléter la disponibilité du plomb dans le milieu, les habitudes alimentaires ou le statut trophique du biota considéré.

La teneur en plomb de différents tissus de la moule, *Elliptio camplanata* n'est pas relative à la concentration total en plomb des sédiments adjacents mais plutôt à la fraction la plus facilement accessible du plomb (Tessier et al. 1984). Le plomb se complexe avec l'hydroxyde de fer ou de manganèse de façon très stable. Ceci réduit la fraction disponible du plomb (Tessier et al. 1984). La complexation du plomb avec des matières organiques permet de l'extraire des sédiments vers l'eau. Ceci explique la corrélation entre la charge en plomb de certains organismes et les taux de matière organique (Besser et Rabeni 1987). La complexation du plomb avec les acides humiques augmente la toxicité et facilite l'accumulation du métal. Les Isopodes accumulent le plomb dans des structures spécialisées appelées "cuprosomes" et éliminent très peu le plomb (Lewis et Mc Intoch 1986).

Les données empiriques permettent d'indiquer qu'une réduction de pH entraîne une augmentation de l'accumulation du plomb par les invertébrés (Albers et Cumardèse 1993, Mackie 1989). Campbell et Stokes (1985) émettent l'hypothèse de deux comportements, faisant intervenir la compétition H⁺/Pb au niveau des parois membranaires, pour expliquer l'interaction du pH et de la toxicité. L'accumulation du plomb chez l'Isopode, *Asellus communis*, augmente avec l'acidification du milieu d'un pH 5,5 à 4,5 (Lewis et Mc Intoch 1986). Krantzberg et Stokes (1988) rapportent que l'accumulation du plomb chez les Chironomes et inversement proportionnel au pH du lac.

C-3/ La toxicité (Table 6)

Les invertébrés sont très variablement sensibles au plomb. La plus faible LC50(48 h) est de 248 μ g Pb/l et concerne la puce d'eau, *Cher Daphnia Dubia* (Sephar et Fiandt 1986). L'amphipode, *Gammarus pseudolimnacus* apparait comme très sensible a une exposition prolongée au plomb. Pour 28 jours la LC50=28,4 μ g Pb/l alors que pour 96 heures LC50=124 μ g/l (Sephar et al. 1978).

De nombreux facteurs influencent la toxicité du plomb vis à vis des invertébrés. Les augmentations de température entraînent la diminution de la sensibilité de *Daphnia magna* : à 10°C LC50 (96h)=520 μ g Pb/l à 15-20°C LC50 (96 h)=930 μ g Pb/l (Wilson 1982). Cependant, la sensibilité de la femelle *Diaptomus sicilis* augmente avec une élévation de la température. Ceci suggère que la toxicité maximum correspond à la température de métabolisme optimum pour une espèce ectotherme donnée.

Chapman et al. (1980) démontre que les Daphnies sont trois fois plus sensibles au plomb dans un milieu aquatique peu calcaire. Kantzberg et Stokes (1989) rapportent que des chironomides exposés de façon prolongée à des sédiments contaminés développent une tolérance au métal.

Une réduction du Ph semble augmenter la toxicité du plomb vis à vis du biota (Campbell et Stokes 1985). Mackie (1989) observe l'augmentation de sensibilité de *Hyaella azteca* pour une diminution du pH de 6 à 5 et une diminution de la sensibilité de *Psidium compressum* et de *Apruicola limosa* avec une baisse du pH de 4,5 à 3,5.

En résumé, la toxicité du plomb est amplifiée dans des eaux à faible dureté et alcalinité. Cependant, les concentrations courantes sont très inférieures aux concentrations toxiques pour les invertébrés. L'effet d'une baisse de pH sur la toxicité du plomb varie selon les espèces. Le plomb ne semble pas être fortement accumulé ni biomagnifié par les vertébrés aquatiques.

D/ LES STRUCTURES DE PEUPLEMENT

L'impact au niveau des communautés biologiques est souvent étudié pour un ensemble de métaux simultanément. Il existe cependant quelques articles traitant du mercure en particulier. Un écosystème aquatique est perturbé par un ensemble de métaux présents à différentes concentrations avec des toxicités spécifiques qui interagissent. L'étude des communautés biologiques est un indicateur de la qualité de l'eau et des sédiments. Pour une population, on étudie la diversité spécifique, la biomasse produite, l'abondance, la présence ou l'absence de certains taxons.

Une contamination entraînerait une diminution de la diversité des espèces présentes (Stenson et al. 1993 ; Bunn 1995 ; Johnson et al. 1992 ; Suchanek et al. 1995). Cependant, la diminution de densité et d'abondance des invertébrés ne sont pas observées dans tous les cas et dépendent sans doute de différents facteurs. Les abondances relatives varient. La densité des populations est, elle, sans doute, corrélée au niveau de pollution (Stenson et al. 1993 ; Johnson et al. 1992). L'abondance des espèces tolérantes est, sans doute, due à l'augmentation de nourriture accessible découlant des changements de la structure faunale (disparition des compétiteurs) et de la diminution de la pression de prédation (Stenson et al. 1993 ; Canfield et al. 1984). Selon Connell (1979), les populations, soumises à une pollution, cherchent à maintenir leur équilibre et à limiter la perturbation, ceci par une diminution des espèces compétitrices et donc du nombre de taxons présents.

Selon Johnson et al. ordonner les taxons en fonction de leur tolérance et leur sensibilité est sans doute un meilleur indicateur de pollution que la densité, la biomasse ou la diversité spécifique. En effet selon cet auteur les critères de dynamique des communautés sont également liés à d'autres facteurs perturbants. Cependant, de la même façon, la présence ou l'absence de certains taxons sont également fortement liés aux caractéristiques de l'habitat. Les larves d'insectes sont les plus tolérantes. Les gastéropodes et les crustacés sont les plus sensibles. Les amphipodes sont également sensibles, alors que les oligochètes sont considérés comme tolérants.

INSECTES

Diptères

<i>Chaoborus astictopus</i>	⌊
<i>Chironomus spp</i>	Espèces tolérantes
<i>Procladius bellus</i>	⌋

CRUSTACES

Amphipodes

<i>Hyaella azteca</i>] Espèce sensible
-----------------------	-------------------

ANNELIDES

Oligochètes

Naidiadae

<i>Ophidonais serpentina</i>] Espèce tolérante
------------------------------	--------------------

HIRUDINEE

<i>Placobdella transluan</i>] Espèce sensible
------------------------------	-------------------

CLADOCERES

<i>Daphnia magna</i>] Espèce sensible
----------------------	-------------------

COPEPODES

<i>Eudiptomus gricilis</i>] Espèce tolérante
----------------------------	--------------------

Dans les milieux contaminés il y a une augmentation de la population de Chironomides (surtout *chironomidae genera*) (Canfield et al. 1994). Pour un écosystème sain, la composition en oligochètes et en chironomides d'une communauté d'invertébrés est respectivement de 12 et 6%. Canfield et al. (1994) dans leur étude sur une rivière contaminée, les populations conjointes de chironomes et d'oligochètes représente 80 à 90% de la communauté. La population des oligochètes était dominée par les Tubicifides présents avec 7 espèces. Les oligochètes se nourrissent de bactéries et cette augmentation d'effectif de la population peut être la conséquence d'une croissance de la matière organique déposée.

Suchanek et al. (1995) montre un déclin du taxa *Placobdella* (Huridinée) et une croissance de la population de *Procladius* (Diptères) en réponse à une augmentation de la concentration de mercure dans les sédiments. Selon cet auteur, la variation d'abondance des populations de Chironomes est liée à la taille, l'épaisseur et le mercure total des sédiments. Il faut donc être très prudents vis-à-vis des facteurs de variations des structures de peuplement.

CONCLUSION

La contamination des systèmes aquatiques se fait par les métaux sous forme organique et inorganique. Les effets de cette pollution sur le biota sont souvent ambigus. Dans les tentatives de quantification des effets des polluants métalliques, les métaux sont présents sous différentes formes, avec des toxicités variables dues aux changements de formes moléculaires (spéciation) avec les conditions environnementales (température, oxygène, pH, alcalinité, composés organiques). La disponibilité des métaux traces varie beaucoup en fonction des caractéristiques des sédiments, de la chimie de l'eau, l'hydrographie et les facteurs biologiques. La sensibilité des invertébrés aux métaux lourds dépend des traits d'histoire de vie, du comportement, des facteurs environnementaux. L'arsenic est un métal peu toxique, il est accumulé mais ne semble pas être biomagnifié. Le mercure est le métal le plus toxique. Il est accumulé et magnifié le long de la chaîne trophique. Le plomb n'est ni accumulé, ni magnifié, sa toxicité varie beaucoup en fonction des espèces et des conditions du milieu. Les effets biotiques indirects comme une altération des pressions de prédation affectent les structures de peuplement. En général, la faune invertébrée des systèmes pollués montre une diminution de l'abondance proportionnelle des différents groupes ; les oligochètes et les chironomides étant les groupes les plus tolérants.

TABLES DE TOXICITE

Table 4 Toxicité de l'arsenic envers les invertébrés d'eau douce

<i>Especies</i>	<i>Conditions du du teste</i>	<i>Temps d'exposition</i>	<i>Critère</i>	<i>Arsenic (µg/L) *(ppm)</i>	<i>Références</i>
Toxicité					
CRUSTACE					
Amphipodes					
<i>Hyalalea azteca</i>	NS	NS	LC50	2500 à 4000	SUBER, MEEHEAN (1931)
Cladocères					
<i>Daphnia magna</i>	pH=7,3 25°C	24 hr	LC50	51 880	FARGASOVA (1994)
	idem	48 hr	LC50	44 660	FARGASOVA (1994)
ANNELIDE					
Oligochètes					
Tubificides					
<i>Tubifex tubifex</i>	pH=7,4 25°C	24 hr	LC50	398 110	FARGASOVA (1994)
	idem	48 hr	LC50	190 540	FARGASOVA (1994)
	idem	96 hr	LC50	127 360	FARGASOVA (1994)
INSECTE					
Orthoptères					
Plecoptères					
<i>Pteronarcys californica</i>	NS AsIII	96 hr	LC50	38 000*	SANDER, COPE (1968)
Toxicité chronique					
CRUSTACE					
Amphipodes					
Gamarides					
<i>Gammarus pseudolimneaus</i>	14-16°C AsIII	7 jours	20% de survie	961	SPEHAR ET AL. (1980)
	idem	14 jours	0% de survie	961	SPEHAR ET AL. (1980)
Cladocères					
<i>Daphnia magna</i>	14-16°C AsIII	14 jours	100% de survie	955	SPEHAR ET AL. (1980)

Table 5 Toxicité du mercure envers les invertébrés d'eau douce

Espece	Conditions du test	Temps d'exposition	Critère	Mercure ($\mu\text{g/L}$) * (ppm)	Références
CRUSTACE					
Cladocères					
<i>Daphnia magna</i>	pH=7,87 25°C	24 hr	LC50	54	FARGASOVA (1994)
	idem	48 hr	LC50	18,6	FARGASOVA (1994)
	119 mg/l CaCO ₃ 20°C	48 hr	LC50	37,2	BRKOVIC-POPOVIC (1990)
	119 mg/l CaCO ₃ 25°C	48 hr	LC50	12,2	BRKOVIC-POPOVIC (1990)
	46 mg/l CaCO ₃ 20°C	48 hr	LC50	9,2	BRKOVIC-POPOVIC (1990)
	46 mg/l CaCO ₃ 25°C	48 hr	LC50	9,4	BRKOVIC-POPOVIC (1990)
<i>Daphnia hyalina</i>	pH=7,2 HgCl ₂	48 hr	LC50	5,5	BEAUDOUIN ET AL. (1974)
Copépodes					
<i>Abyssonorumprealpinus</i>	pH=7,2 HgCl ₂	48 hr	LC50	220	BEAUDOUIN ET AL. (1974)
Amphipodes					
<i>Gammarus pseudolimnaceus</i>	NS	96 hr	LC50	10	U.S.E.P.A. (1984)@
Décapodes					
<i>Paratelphusa hydrodromous</i>	HgCl ₂ Males	72 hr	LC50	0,3704*	ANANTHALAKSHMIKUMARI
	" "	96 hr	LC50	0,3493*	" " "
	" Femelles	72 hr	LC50	0,4108*	" " "
	" "	96 hr	LC50	0,3773*	" " "
<i>Pandalus montagui</i>	NS	48 hr	LC50	100	PORTMANN (1968)#
<i>Carcinus maenas</i>	NS	48 hr	LC50	120	CONNOR (1972)#
<i>Crangon crangon</i>	NS	48 hr	LC50	570	CONNOR (1972)#
<i>Pagurus longicarpus</i>	NS	96 hr	LC50	50	EISLER ET AL. (1977)#
<i>Allochestes compressa</i>	NS	96 hr	LC50	80	AHSANULLAH (1982)#
<i>Procambarus clarki</i>	20°C statique Male	3 jours	LC50	0,2	HEIT ET AL. (1987)@
	20°C Femelle	3 jours	LC50	2,0	HEIT ET AL. (1987)@
<i>Faxonella clypeata</i>	20°C statique Male	3 jours	LC50	0,2	HEIT ET AL. (1987)@
	20°C Femelle	3 jours	LC50	2,0	HEIT ET AL. (1987)@
	20°C statique Male	4 jours	LC50	0,02	HEIT ET AL. (1987)@
<i>Oronectes limosus</i>	Hg inorganique	30 jours	LC50	2,01	U.S.E.P.A. (1984)@
ANNELIDE					
Oligochètes					
<i>Tubifex tubifex</i>	pH=7,86 25°C	24 hr	LC50	510	FARGASOVA (1994)
	idem	48 hr	LC50	380	FARGASOVA (1994)
	idem	96 hr	LC50	280	FARGASOVA (1994)
MOLLUSQUE					
Gastéropodes					
<i>Lymnaea luteola</i>	■ HgCl ₂ 32°C	24 hr	LC50	50	KHANGAROT ET AL. (1988)
	■ pH=7,4	48 hr	LC50	26	KHANGAROT ET AL. (1988)
	■	72 hr	LC50	23	KHANGAROT ET AL. (1988)
	■	96 hr	LC50	19	KHANGAROT ET AL. (1988)
INSECTE					
Diptères					
<i>Chironomidae (non spécifié)</i>	30 °C HgCl ₂	12 hr	LC50	1,26*	KHAN ET AL. (1986)
	idem	24 hr	LC50	0,40*	KHAN ET AL. (1986)
	idem	48 hr	LC50	0,19*	KHAN ET AL. (1986)
<i>Chironomus riparius</i>	■ 20°C HgCL ₂	24 hr	LC50	1,074*	ROSSARO ET AL. (1986)
	■ 50mg/l CaCO ₃	48 hr	LC50	0,316*	ROSSARO ET AL. (1986)
	■ flux intermittent	96 hr	LC50	0,100*	ROSSARO ET AL. (1986)
	■ 20°C HgCl ₂	24 hr	LC50	1,074*	ROSSARO ET AL. (1986)
	■ 50 mg/l CaCO ₃	48 hr	LC50	0,750*	ROSSARO ET AL. (1986)
	■ statique	96 hr	LC50	0,547*	ROSSARO ET AL. (1986)

NS: non spécifiées

@ : d'après WREN ET STEPHENSON (1991) # : d'après ANANTHALAKSHMIKUMARI (1990)

Table 6 Toxicité du plomb envers les invertébrés d'eau douce

<i>Especies</i>	<i>Conditions du du teste</i>	<i>Temps d'exposition</i>	<i>Critère</i>	<i>Plomb (µg/L) *(ppm)</i>	<i>Références</i>
CRUSTACE					
Amphipodes					
<i>Hyalella azteca</i>	21-24°C	8jours	70% mortalité	16	PHIPPS ET AL. (1995)
	pH=5	96 hr	LC50	100	MACKIE (1989)
	pH=5,5	96 hr	LC50	210	MACKIE (1989)
	pH=6	96 hr	LC50	180	MACKIE (1989)
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	NS	8jours	LC50	143	base WQCD d'après PHIPPS
Cladocères					
<i>Daphnia magna</i>	pH=7,2 25°C	24 hr	LC50	8 317	FARGOSOVA (1994)
	idem	48 hr	LC50	3 730	FARGOSOVA (1994)
	pH=6,2 20°C	24 hr	LC50	900	BELABED ET AL. (1994)
	idem	48 hr	LC50	600	BELABED ET AL. (1994)
	54mg/l CaCO ₃ S	48 hr	LC50	517	CHAPMAN ET AL. (1980)@
	110 mg/l CaCO ₃ S	48 hr	LC50	843	CHAPMAN ET AL. (1980)@
	152 mg/l CaCO ₃ S	48 hr	LC50	1 580	CHAPMAN ET AL. (1980)@
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	135mg/lCaCO ₃ I 10°C	96 hr	LC50	520	WILSON (1982)@
	15-20°C 135 mg/l CaCO ₃	96 hr	LC50	930	WILSON (1982)@
	165 mg/l CaCO ₃ S	48 hr	LC50	248	SPEHAR ET AL. (1986)@
Copepodes					
<i>Diaptomus sicilis</i>	135 mg/l CaCO ₃ 5°C	96 hr	LC50	270	WILSON (1982)@
	135 mg/l CaCO ₃ 10°C	96 hr	LC50	200	WILSON (1982)@
<i>Cyclops bicuspidatus</i>	135 mg/l CaCO ₃ 10°C	96 hr	LC50	770	CHAPMAN ET AL. (1980)@
	135 mg/l CaCO ₃ 20°C	96 hr	LC50	1 100	WILSON (1982)@
Amphipodes					
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	50 mg/l CaCO ₃	48 hr	LC50	43 800	MARTIN ET AL. (1986)@
	50 mg/l CaCO ₃ S	96 hr	LC50	27 600	MARTIN ET AL. (1986)@
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	45 mg/l CaCO ₃ I 15°C	96 hr	LC50	124	SPEHAR ET AL. (1978)
	45 mg/l CaCO ₃ I 15°C	28 jours	LC50	28,4	SPEHAR ET AL. (1986)
ANNELIDE					
Oligochètes					
<i>Tubifex tubifex</i>	pH=6 25°C	24 hr	LC50	23 710	FARGOSOVA (1994)
	idem	48 hr	LC50	19 498	FARGOSOVA (1994)
	idem	96 hr	LC50	14 620	FARGOSOVA (1994)
<i>Lumbriculus variegatus</i>	21-24°C	10 jours	LC50	740	PHIPPS ET AL. (1995)
MOLLUSQUE					
Bivalves					
<i>Pisidium casertanum</i>	pH=3,5	96 hr	LC50	23 600	MACKIE (1989)
	pH=4	96 hr	LC50	23 500	MACKIE (1989)
	pH=4,5	96 hr	LC50	56 000	MACKIE (1989)
<i>Pisidium compressum</i>	pH=3,5	96 hr	LC50	38 000	MACKIE (1989)
	pH=4	96 hr	LC50	21 300	MACKIE (1989)
	pH=4,5	96 hr	LC50	11 400	MACKIE (1989)
Gasteropodes					
<i>Ammicola limosa</i>	pH=3,5	96 hr	LC50	10 300	MACKIE (1989)
	pH=4	96 hr	LC50	20 600	MACKIE (1989)
	pH=4,5	96 hr	LC50	9 500	MACKIE (1989)

S: Statique I: Flux intermittents @ : d'après WREN ET STEPHENSON (1991)

TROISIEME PARTIE
BIBLIOGRAPHIE

A/ TOXICITE-ACCUMULATION

COLLIN, P. (1980) Pollution par les metaux lourds: mercure plomb cadmium. note de synthese situation 1979, 6P.

GORBI, G. ; CAMPANINI, G. (1987) Heavy metal distribution in freshwater ecosystems. *IGIENE MODERNA* vol 88 n°2, 137-152.

JENKINS, D.W. (1980) *BIOLOGICAL MONITORING OF TOXIC TRACE METALS: VOLUME 1*. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, EPA-600/3-80-089.

KRANTZBERG, G. ; STOKES, P.M. (1989) Metal regulation, tolerance, and body burdens in the larvae of the genus *Chironomus*. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATICS SCIENCES* n°46, 98-389.

LUTEN, J.B. ; BOUQUET, W. ; BURGGRAAF, M.M. ; RAUCHBBAAR, A.B. ; RUS, J. (1986) Trace metal in Mussels (*Mytilus edulis*) from the Waddenzee, Coastal North Sea and estuaries of Ems, Western and Eastern Scheldt. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* n°36, 770-7.

SPEHAR, R.L. ; FIANDT, J.T. (1986) Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 5 n°195, 208.

TESSIER, A. ; CAMPBELL, P.G.C. ; AUCLAIR, J.C. ; BISSON, M. (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. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* vol41 n°1463, 72.

WREN, C.D. ; STEPHENSON, G.L. (1991) The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. *ENVIRONMENTAL POLLUTION* vol 71 n°2/4, 205-241.

YVORRA, C. (1984) Les crustaces decapodes comme indicateur biologique de pollution par les metaux trace: cadmium, cuivre, fer, manganese, plomb, zinc. THESE NANTES.

A-1-a/ Accumulation

ALBERS, P.H. ; CAMARDESE, M.B. (1993) Effects of acidification on metal accumulation by aquatic plants and invertebrates.2. Wetlands, ponds and small lakes. *ENVIRONMENTAL TOXICITY AND CHEMISTRY* vol 12 n°6, 969-976.

BARAK, N.A.E. ; MASON, C.F. (1989) Heavy metals in water, sediment and invertebrates from rivers in eastern england. *CHEMOSPHERE* vol 19 n°10-11, 1709-1714.

BECKER, D.S. ; BIGHAM, G.N. (1995) Distribution of mercury in the aquatic food-weeb of onondaga lake, NEW-YORK. *WATER AIR AND SOIL POLLUTION* vol 80 n°1-4, 563-571.

CAIN, D.J. ; LUOMA, S.N. ; CARTER, J.L. ; FEND, S.V. (1992) Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom river and streams. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* vol 49 n°10, 2141-2154.

CHAPMAN, P.M. (1985) Effects of gut sediment contents on measurement of metal levels in benthic invertebrates a cautionary note. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 35 n°3, 345-347.

ETIM, L. ; AKPAN, E.R. (1974) Seasonal variation of metals (Hg, Pb, As) in the body tissue of *Egeria radiata* (Clam) (Bivalvia: Tellinacea: donacidae) from cross river, Nigeria. *REVUE DE ZOOLOGIE AFRICAINE* vol 105 n°6, 465-472.

FINERTY, M.W. ; MADDEN, J.D. ; FEAGLEY, S.E. ; GRODNER, R.M. (1990) Effects of environs and seasonality on metal residues in tissues of wild and pond-raised crayfish in southern Louisiana. *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 19 n°1, 94-100.

GERHARDT, A. (1995) Monitoring behavioural responses to metal in *gammarus pulex* (L.) (crustacea) with impedance conversion. *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH* vol 2 n°1, 15-23.

HARE, L. ; TESSIER, A. ; CAMPBELL, P.G.C. (1991) Trace elements distributions in aquatic insects variations among genera elements and lakes. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* vol 48 n°8, 1481-1491.

INGERSOLL, C.G. ; BRUMBAUGH, W.G. ; DWYER (1994) Bioaccumulation of metals by *hyalella azteca* exposed to contaminated sediments from the upper Clark Fork river Montana. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 13 n°12, 2013-2020.

METCALFE-SMITH, J.L. ; MERRIMAN, J.C. ; BATCHELOR, S.P. (1992) Relationships between concentrations of metals in sediment and two species of freshwater *Mussel* in the Ottawa river. *WATER POLLUTION RESEARCH J. CAN.* Vol 27 n°4, 845-869.

V BALOCH, K. (1988) Comparison of Mussels and Crustacean plankton to monitor heavy metal pollution. *WATER AIR AND SOIL POLLUTION* vol 37 n°3-4, 281-292.

WREN, C.D. ; MACCRIMMON, H.R. ; LOESCHER, B.R. (1983) Examination of bioaccumulation and biomagnification of metals in a precambrian shield lake. *WATER AIR AND SOIL POLLUTION* vol 19 n°277, 91.

A-1-b/ Toxicité

ABDELGHANI, A.A. ; PRAMAR, Y.V. ; MANDAL, T.K. ; TCHOUNWOU, P.B. ; HEYER, L. (1995) Levels and toxicities of selected inorganic and organic contaminants in a swamp environment. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCE AND HEALTH PART B* vol 30 n°5, 717-731.

BAUDOIN, M.F. ; SCOPPA, P. (1974) Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 12 n°6, 745-751.

CHERRY, D.S. ; GUTHRIE, R.K. (1977) Toxic metals in surface water from coal ASH. *WATER RESOURCE BULLETIN* vol 13 n°6, 1227-1236.

FARGASOVA, A. (1994) Toxicity of metals on *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY* vol 27 n°2, 210-213.

KEMBLE, N.E. ; BRUMBAUGH, W.G. ; BRUNSON, E.L. ; DWYER, F.J. ; INGERSOLL, C.G. ; MONDA, D.P. ; WOODWARD, D.F. (1994) Toxicity of metal-contaminated sediments from the upper Clark Fork river Montana to aquatic invertebrates and fish in laboratory exposures. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 13 n°12, 1985-1997.

ROSS, P.E. ; SLOTERDIJK, H. (1986) Bioassay responses to pollutant concentrations in lake St Louis Canada sediments. *CANADIAN TECHNIQUE REPORT OF FISHERIES AQUATICS SCIENCES* vol 1462, 164-165.

A-2/ Arsenic

FERGUSON, J.F. ; GRAVIS, J. (1972) A review of arsenical cycle in natural waters. *WATER RESEARCH* vol 6, 1259.

FOWLER, B.A. (1977) International conference on environmental arsenic: An overview. *ENVIRONMENTAL HEALTH PERSPECTIVES* vol 19, 1731.

PASTOROK, R.A. ; PEEK, D.C. ; SAMPSON, J.R. ; JACOBSON, M.A. (1994) Ecological risk assesment for river sediments contaminated by creosote. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 13 n°12, 1929-1941.

SPEHAR, R.L. ; FIANDT, J.T. ; ANDERSON, R.L. ; DEFOE, D.L. (1980) Comparative toxicity of arsenic compounds and their accumulation in invertebrates and fish. *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 9 n°1, 53-63.

A-2-a/ Accumulation

FOWLER, S.W. ; UNLU, M.Y. (1978) Factor affecting bioaccumulation and elimination of arsenic in the shrimp *Lysmata seticaudata*. *CHEMOSPHERE* vol 9, 711.

HATCHER, C.O. ; OGAWA, R.E. ; POE, T.P. ; FRENCH, J.R.P. (1992) Trace elements in lake sediment macrozoobenthos and fish near a coal ASH disposal basin. *JOURNAL OF FRESHWATER ECOLOGY* vol 7 n°3, 257-269.

MAEDA, S. ; INOUE, R. ; KOZONO, T. ; TOKUDA, T. ; OHKI, A. ; TAKESHITA, T. (1991) Arsenic metabolism in a freshwater food chain. *CHEMOSPHERE* vol 20 n°1-2, 101-108.

MAEDA, S. ; OHKI, A. ; KUSADOME, K. ; KUROIWA, T. ; YOSHIFUKU, I. ; NAKA, K. Bioaccumulation of arsenic and its fate in a freshwater food chain (international conference on environmental and biological aspects of main-group organometals, p). *HYDROBIOLOGIA*

METCALFE-SMITH, J.L. (1994) Influence of species and sex on metal residues in freshwater *Muscel* (family Unionidae) from the St Laurent river, with implication for biomonitoring programs. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 13 n°9, 1433-1443.

PASCOE, G.A. ; BLANCHET, R.J. ; LINDER, G. (1993) Ecological risk assessment of a metals-contaminated wetland : reducing uncertainty. *PROCEEDINGS OF THE SECOND EUROPEAN CONFERENCE ON ECOTOXICOLOGY*, EDS W. DE KRUIJF, 1715-1728.

WAGEMANN, R. ; SNOW, N.B. ; ROSENBERG, D.M. ; LUTZ, A. (1978) Arsenic in sediments, water and aquatic biota from lakes in the vicinity of Yellowknife, northwest territories, Canada. *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 7 n°2, 169-191.

WRENCH, J. ; FOWLER, S.W. ; UNLU, M.Y. (1979) Arsenic metabolism in a marine food chain. *MARINE POLLUTION BULLETIN* vol 10, 18.

A-2-b/ Toxicité

(1985) Ambient water quality criteria for arsenic-1984. *U.S. NATIONAL TECHNICAL INFORMATION SERVICE PB85-227445*, 66PP.

HALL, L.W. ; BURTON, D.T. (1982) Effects of power plant coal pile and coal waste runoff and leachate on aquatic biota: an overview with research recommendations. *CRIT. REV. TOXICOL.* vol 10 n°4, 287-302.

SURBER, E.W. ; MEEHEAN, O.L. (1931) Lethal concentrations of arsenic for certain aquatic organisms. *TRANSACTION AMERICAN FISCHERIE SOCIETY* vol 61, 225.

A-3/ Mercure

ARMSTRONG, F. A. J. ; HAMILTON, A. (1973) Pathways of mercury in a polluted Northwestern Ontario Lakes. *TRACE METAL AND METAL-ORGANIC INTERACTIONS IN NATURAL WATERS*. ED., P.C.SINGER. ANN ARBOR SCIENCE PUBLISHERS, ANN ARBOR, MICHIGAN, 56-131.

A-3-a/ Accumulation

ALLARD, M. ; STOKES, P.M. (1989) Mercury in Crayfish species from thirteen Ontario lakes in relation to water chemistry and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) mercury. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATICS SCIENCES* n°46, 6-1040.

BACK, R.C. ; WATRAS, C.J. (1995) Mercury in zooplankton of northern wisconsin lakes-taxonomic and site specific trends. *WATER AIR AND SOIL POLLUTION* vol 80 n°1-4, 931-938.

BIESINGER, K.E. ; ANDERSON, L.E. ; EATON, J.G. (1982) Chronic effects of inorganic and organic mercury on *Daphnia magna* ; toxicity, accumulation, and loss. *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* n°11, 74-769.

BOUDOU, A. ; RIBEYRE, F. ; DELARCHE, A. ; MARTY, R. (1980) Bio-accumulation and biomagnification of mercury compounds by a third-level consumer: *Salmo gairdneri* incidences of the temperature factor. *WATER RESEARCH* vol 14 n°1, 61-65.

DELARCHE, A. ; RIBEYRE, F. (1978) Chaîne trophique expérimentale en milieu limnique: conception et réalisation du modèle expérimental; étude de la bioaccumulation et de la bioamplification du méthylmercure en fonction de la contamination au niveau du consommateur terminal (*Salmo gairdneri* r.). THESE BORDEAUX 1.

HILDEBRAND, S.G. ; STRAND, R.H. ; HUCKABEE, J.W. (1980) Mercury and accumulation in fish and invertebrates of the North Fork Holston river, Virginia and Tennessee. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY* vol 9 n°3, 393-400.

HUCKABEE, J.W. ; ELWOOD, J.W. ; HIDEBRAND, S.G. (1979) Accumulation of mercury in freshwater biota. *THE BIOGEOCHEMISTRY OF MERCURY IN THE ENVIRONMENT*. ED., J.O. NRIAGU. ELSEVIER, NORTH-HOLLAND BIOMEDICAL PRESS, NEW-YORK, 277-302.

JACKSON, T.A. (1988) Accumulation of mercury by plankton and benthic invertebrates in riverine lakes of northern Manitoba (Canada) : importance of regionally and seasonally varying environmental factors. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* vol 45 n°10, 1744-1757.

LANDE, E. (1977) Heavy-metal pollution in Trondheimsfjorden, Norway, and the recorded effects on the fauna and flora. *ENVIRONMENTAL POLLUTION* vol 12 n°3, 187-198.

MACCRIMMON, H.R. ; WREN, C.D. ; GOTS, B.L. (1983) Mercury uptake by lake trout, *Salvelinus namaycush*, relative to age, growth, and diet in Tadoussac lake with comparative data from other precambrian Shield lakes. *CANADIAN FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* vol 40 n°2, 114-120.

ODIN, M. ; FEURTET-MAZEL, A. ; RIBEYRE, F. ; BOUDOU, A. (1994) Actions and interactions of temperature, pH and photoperiod on mercury bioaccumulation by nymphs of burrowing Mayfly *hexagenia rigida*, from the sediment contamination source. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 13 n°8, 1291-1302.

PARKMAN, H. ; MEILI, M. (1993) Mercury in macroinvertebrates from Swedish forest lakes: influence of lake type, habitat, life cycle, and food quality. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* vol 50 n°3, 521-534.

PARKS, J.W. ; CRAIG, P.J. ; NEARY, B.P. ; OZBURN, G. ; ROMANI, D. (1991) Biomonitoring in the mercury-contaminated Wabigoon-English-Winnipeg river (Canada) system : selecting the best available bioindicator. *APPLIED ORGANOMETALLIC CHEMISTRY* vol 5 n°6, 487-495.

PARKS, J.W. ; SUTTON, J.A. ; HOLLINGER, J.D. ; RUSSEL, D.D. (1988) Uptake of mercury by caged Crayfish. *APPLIED ORGANOMETALLIC CHEMISTRY* vol 2 n°2, 181-184.

ROSSARO, B. ; GAGGINO, G.F. ; MARCHETTI, R. (1986) Accumulation of mercury in larvae and adults, *Chironomus riparius* (Meigen). *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 37 n°3, 402-406.

SNYDER, C.D. ; HENDRICKS, A.C. (1995) Effect of seasonally changing feeding habits on whole-animal mercury concentrations in *Hydropsyche morosa* (Trichoptera ; Hydropsychidae). *HYDROBIOLOGIA* vol 299 n°2, 115-123.

SMITH, A.L. ; GREEN, R.H. ; LUTZ, A. (1975) Uptake of mercury by freshwater Clams (family *Unionidae*). *JOURNAL OF FISHERIES RESEARCH AND BOARD CANADIAN* vol 32 n°1297, 303.

SURMA-AHO, K. ; PAASIVIRTA, J. ; REKOLAINEN, S. ; VERTA, M. (1986) Organic and inorganic mercury in food chain of some lakes and reservoirs in Finland. *CHEMOSPHERE* vol 15 n°3, 353-372.

WREN, C.D. ; MACCRIMMON, H.R. (1986) Comparative bioaccumulation of mercury in two adjacent freshwater ecosystems. *WATER RESEARCH* vol 20 n°6, 763-769.

A-3-b/ Toxicité

(1994) Potential mercury amelioration methods in aquatic ecosystems *FOREIGN-MICROMEDIA CANADA (\$TFCAN) SSC-FS 97-6/1993, 27P.*

ABBASI, S.A. ; NIPANEY, P.C. ; SONI, R. (1988) studies on environmental management of mercury (II), chromium (VI) and zinc (II) with respect to the impact on some arthropods and protozoans-toxicity of zinc (II). *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL STUDIES* vol 32 n°2-3, 181-187.

ANANTHALAKSHMIKUMARI, K.V.V. ; SHYAMASUNDARI, K ; RAO, K.H. (1990) Toxicity of mercury to the freshwater male and female field crabs, *Paratelphusa hydrodomous* (Herbst) (decapoda: brachyura). *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol.45 n°6, 900-906.

BEST, J.B. ; MORITA, M. ; RAGIN, J. ; BEST, J.Jr (1981) Acute toxic responses of the freshwater planarian, *Dugesia dorotocephala*, to methylmercury. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* n°27, 49-54.

BRKOVIC-POPOVIC, I. (1990) Effect of mercury on the survival of *daphnia magna* . (water pollution control in the Danube basin, Novi Sad, Yugoslavia, 20-23 june 1989). *WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY* vol 22 n°5, 241-246.

CHN, T.S. ; CHEN, H.C. (1993) Toxic effects of mercury on the hard Clam, *Meretrix -lusoria* , in various salinities. *COMPARATIVE BIOCHIMISTRY AND PHYSIOLOGY C-COMPARATIVE PHARMACOLOGY AND TOXICOLOGY* vol 105 n°3, 501-507.

HAMEED, S.P. ; MOHAN, I.R.A. (1989) Effect of copper, cadmium and mercury on crystalline style of the freshwater Mussel *lamellidens marginalis* (Lamarck). *INDIAN JOURNAL OF ENVIRONMENTAL HEALTH* vol 31 n°2, 131-136.

KHAN, M.A. ; GUPTA, R.A. ; PEER MOHAMED, M. (1986) Toxicity of zinc and mercury to Chironomid larvae. *INDIAN JOURNAL OF ENVIRONMENTAL HEALTH* vol 28 n°1, 34-38.

KHANGAROT, B.S. (1988) Sensitivity of freshwater Pulmonate Snails, *Lymnaea luteola l.*, to heavy metals. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 41 n°2, 208-213.

RADHAKRISHNAIAH, K. ; SIVARAMAKRISHNA, B. ; SONABAI, P. (1991) A physiological approach to study the toxicity of mercury in the freshwater Mussel, *Lamellidens marginalis* (Lamarck). *ZEITSCHRIF FUR ANGEWANDTE ZOOLOGIE* vol 78 n°3, 289-294.

SIVARAMAKRISHNA, B. ; RADHAKRISHNAIAH, K. ; SURESH, A. (1991) Assessment of mercury toxicity by the changes in oxygen consumption and ion levels in freshwater Snail, *Pila globosa*, and the Mussel, *Lamellidens marginalis*. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 46 n°6, 913-920.

STYRISHAVE, B. ; RASMUSSEN, A.D. ; DELPEDGE, M.H. (1995) The influence of bulk and trace metals on the circadian rythm of heart rate in freashwater Crayfish, *Astacus astacus*. *MARINE POLLUTION BULLETIN* vol 31 n°1-3, 87-92.

THYBAUD, E. ; LE BRAS, S. ; COSSON, R.P. (1987) Acute toxicity of various insecticides and heavy metals to *Asellus aquaticus L. Crustacea Isopoda*. *ACTA OECOLOGICA OECOLOGIA APPLICATA* vol8 n°4, 355-362.

A-4/ Plomb

BESSER, J.M. ; RABENI, C.F. (1987) Bioavailability and toxicity of metals leached from lead-mine tailings to aquatic invertebrates. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 6 n°11, 879-890.

EISLER, R. (1988) Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *U.S. FISH WILDLIFE SERVICE BIOLOGICAL REPORT* 85(1,14), 134p.

SPEHAR, R.L. ; FIANDT, J.T. ; ANDERSON, R.L. (1978) Toxicity and bio-accumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. *ENVIRONMENTAL POLLUTION* vol 15 n°3, 195-208.

WILSON, J.B. (1982) Phototaxis impairment as a sensitive indicator of lead or cadmium stress in freshwater Crustacean zooplankton. PHD THESIS GUELPH, CANADA.

A-4-a/ Accumulation

AMYOT, M. ; PINEL-ALLOUL, B. ; CAMPBELL, P.G.C. (1994) Abiotic and seasonal factors influencing trace metal levels (Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn) in freshwater Amphipod *Gammarus fasciatus* in two fluvial lakes of the St. Lawrence river. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* vol 51 n°9, 2003-2016.

BERVOETS, L. ; INT PANIS, L. ; VERHEYEN, R. (1994) Trace metal levels in water, sediments and *Chironomus gr. thummi*, from different water courses in Flanders (Belgium). *CHEMOSPHERE* vol 29 n°8, 1591-1601.

BIRDSALL, C.W. ; GRUE, C.E. ; ANDERSON, A. (1986) Lead concentration in Bullfrog *Rana castesbeiana* and green frog *R. clamitans* tadpoles inhabiting highway drainages. *ENVIRONMENTAL POLLUTION SERIES A* n°40, 47-233.

BURROWS, I.B. ; WHITTON, B.A. (1983) Heavy metals in water, sediments and invertebrates from a metal-contaminated river free of organic pollution. *HYDROBIOLOGIA* vol 106 n°3, 263-273.

EVANS, R.D. ; LASERBY, D.C. (1983) A relationship between body-lead concentration of *Mysis relicta* and sediment-lead concentration in Kootenay Lake, BC. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AQUATICS SCIENCES* n°40, 78-81.

HATUM (VAN), B. ; TIMMERMANS, K.R. ; GOVERS, H.A. (1991) Abiotic and biotic factors influencing in-situ trace metal levels in macroinvertebrates in freshwater ecosystems. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 10 n°2, 275-292.

IIVONEN, P. ; PIEPPONEN, S. ; VERTA, M. (1992) Factors affecting trace-metal bioaccumulation in finnish headwater lakes. *ENVIRONMENTAL POLLUTION* vol 78 n°1-3, 87-95.

JOP, K.M. (1991) Concentration of metals in various larval stages of four Ephemeroptera species. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 46 n°6, 901-905.

KUROIWA, T. ; OHKI, A. ; NAKA, K. ; MAEDA, S. (1994) Biomethylation and transformation of arsenic in a freshwater food chain: green alga (*Chlorella vulgaris*)-> Shrimp (*Neocardinia denticulata*)-> Killifish (*Orizias latipes*). *APPLIED ORGANOMETALLIC CHEMISTRY* vol 8 n°4, 325-333.

KRAAK, M.H.S. ; SCHOLTEN, M.C.T. ; PEETERS, W.H.M. ; DE KOCK, W.C.(1991) Biomonitoring of heavy metals in the western european rivers rhine and meuse using the freshwater *Mussel dreissena-polymorpha*. *ENVIRONMENTAL POLLUTION* vol 74 n°2, 101-114.

LEWIS, T.E. ; McINTOSH, A.W. (1986) Uptake of sediment-bound lead and zinc by the freshwater Isopod *Asellus communis* at three different pH levels. *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* n°15, 495-504.

MIZUTANI, A. ; IFUNE, E. ; ZANELLA, A. ; ERIKSEN, C. (1991) Uptake of lead, cadmium and zinc by the fairy shrimp, *Branchinecta longiantenna* (Crustacea : anostraca). *HYDROBIOLOGIA* vol 212, 145-149.

PUGSLEY, C.W. ; HEBERT, P.D.N. ; McQUARRIE, P.M. (1988) Distribution of contaminants in Clams and sediments from the Huron-Erie corridor. II-Lead and Cadmium. *JOURNAL OF GREAT LAKES RESEARCH* vol 14 n°356, 68.

RAINBOW, P.S. ; MOORE, P.G. (1986) Comparative metal analyses in Amphipod Crustaceans. *HYDROBIOLOGIA* vol 141 n°3, 273-289.

TATEM, H.E. (1986) Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls and metals from contaminated sediment by freshwater Prawns *Macrobrachium-rosenbergii* and Clams *Corbicula-fluminea*. *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 15 n°2, 171-184.

TIMMERMANS, K.R. (1993) Ecotoxicity of trace metals for Chironomids. (11th international symposium on Chironomidae. Amsterdam Netherlands, august 12-14, 1991). *NETH. journal of aquatic ecology* vol 26 n°2-4, 559-561.

A-4-b/ Toxicité

BELABED, W. ; KESTALI, N. ; SEMSARI, S. ; GAID, A. (1994) Evaluation de la toxicite de quelques métaux lourds a l'aide du test Daphnie. *TSM. TECHNIQUES SCIENCES ET METHODES, GENIE URBAIN GÉNIE RURAL* n°6, 331-335.

LUND, M. ; DAVIS, J. ; MURRAY, F. (1991) The fate of lead from duck shooting and road runoff in three western Australian wetlands. *AUSTRALIAN JOURNAL OF MARINE AND FRESHWATER RESEARCH* vol 42 n°2, 139-149.

MACKIE, G.L. (1989) Tolerances of five benthic invertebrates to hydrogen ions and metals (Cd, Pb, Al). *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 18 n°1/2, 215-223.

MARKICH, S.J. ; JEFFREE, R.A. (1994) Absorption of divalent trace metal as analogues of calcium by Australian freshwater bivalves: An explanation of how water hardness reduce metal toxicity. *AQUATIC TOXICOLOGY* vol 29 n°3-4, 257-290

OLADIMEJI, A.A. ; OFFEM, B.O. (1989) Toxicity of lead to *Clarias lazera*, *Oreochromis niloticus*, *Chironomus tentans* and *Benacus sp.* *WATER AIR AND SOIL POLLUTION* vol 44 n°3-4, 191-201.

PHIPPS, G.L. ; MATTSON, V.R. ; ANKLEY, G.T. (1995) Relative sensitivity of three freshwater benthic macroinvertebrates to ten contaminants. *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 28 n°3, 281-286.

UDOIDIONG, O.M. ; AKPAN, P.M. (1991) Toxicity of cadmium, lead and lindane to *Egeria radiata* Lamarck (*Lamellibranchia, donacidae*). *REVUE D'HYDROBIOLOGIE TROPICALE* vol 24 n°2, 111-117.

B/ STRUCTURES DE PEUPELEMENT

AL-RASHEID, K.A.S. ; SLEIGH, M.A. (1995) Distribution and abundance of interstitial ciliates in Southampton water in relation to physicochemical conditions, metal pollution and availability of food organisms. *ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE* vol 41 n°1, 61-80.

ANDERSON, P.D. ; WEBER, L.J. (1977) The toxicity to aquatic populations of mixtures containing certain heavy metals. *IN PROCEEDING OF THE INTERNATIONAL CONFERENCE OF HEAVY METAL ENVIRONMENT* n°2, 933.

BUNN, S.E. (1995) Biological monitoring of water-quality in australia- workshop summary and future-directions. *AUSTRALIAN JOURNAL OF ECOLOGY* vol 20 n°1, 220-227.

CANFIELD, T.D. ; KEMBLE, N.E. ; BRUMBAUGH, W.G. ; DWYER, F.J. ; INGERSOLL, C.G. (1994) Use of benthic invertebrate community structure and the sediment quality triad to evaluate metal-contaminated sediment in upper Clark Fork river Montana. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* vol 13 n°12, 1999-2012.

CIEMINSKI, K.L. ; FLAKE, L.D. (1995) Invertebrate fauna of wastewater ponds in southeastern Idaho. *GREAT BASIN NATURALIST* vol 55 n°2, 105-116.

CONNELL, J.H. (1979) Tropical rainforest and coral reefs as open non-equilibrium systems. *POPULATION DYNAMICS, 20TH SYMPOSIUM OF THE BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY*. R.M. ANDERSON, ED, BLACKWELL SCIENTIFIC, OXFORD, UK, 141-163.

GRIFFITHS, R.W. (1991) Environmental quality assessment of the St. Clair river as reflected by the distribution of macroinvertebrates in 1985. *HYDROBIOLOGIA* vol 219, 143-164.

JOHNSON, R.K. ; ERIKSSON, L. ; WIEDERHOLM, T. (1992) Ordination of profundal zoobenthos along a trace metal pollution gradient in northern Sweden. *WATER AIR AND SOIL POLLUTION* vol 65 n°3-4, 339-351.

MOORE, J.W. ; BEAUBIEN, V.A. ; SUTHERLAND, D.J. (1979) Algal and invertebrate communities in three subarctic lakes receiving mine wastes. *WATER RESEARCH* vol 13 n°1, 1193-1202.

MOORE, J.W. ; BEAUBIEN, V.A. ; SUTHERLAND, D.J. (1979) Comparative effects of sediment and water contamination on benthic invertebrates in four lakes. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY* vol 23 n°6, 840-847.

R.L AND L. ENVIRONMENTAL SERVICES Ltd. EDMONTON, AB (CANADA) (1993) Benthos and bottom sediment field collections, upper Athabasca river, April to May 1992. *NORTHERN RIVER BASSIN STUDY PROJECT REPORT* n°2, 53pp.

SANG, Q. (1987) Some ecological aspects of aquatic Oligochaetes in lower Pearl river (People's Republic of China). *HYDROBIOLOGIA* vol 155, 199-208.

STENSON, J.A.E. ; SVENSSON, J.E. ; CRONBERG, G. (1993) Changes and interactions in the pelagic community in acidified lakes in Sweden. *AMBIO* vol 22 n°5, 277-282.

SUCHANEK, T.H. ; RICHERSON, P.J. ; HOLTS, L.J. ; LAMPHERE, B.A. ; WOODMANSEE, C.E. ; SLOTTON, D.G. ; HARNER, E.J. ; WOODWARD, L.A. (1995) The impacts of mercury on benthic invertebrate populations and communities within the aquatic ecosystem of Clear Lake California. *WATER AIR AND SOIL POLLUTION* vol 80 n°1-4, 951-960.

VATTAKERIL, S.A. ; DIWAN, A.P. (1991) Community structure of benthic macro-invertebrates and their utility as indicators of pollution in river Kshipra. *INDIAN POLLUTION RESEARCH* vol 10, 1-11.

WARWICK, W.F. (1991) Indexing deformities in ligulae and antennae of *procladius* larvae (Diptera Chironomidae) application to contaminant-stressed environments. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* vol 48 n°7, 1151-1166.

ZISCHKE, J.A. ; ARTHUR, J.W. ; NORDLIE, K.J. ; HERMANUTZ, R.O. ; STANDEN, D.A. ; HENRY, T.P. (1983) Acidification effects on macroinvertebrates and fathead Minnows (*Pimephales promelas*) in outdoor experimental channels. *WATER RESEARCH* vol17 n°1, 47-64.

C/ SPECIATION CHIMIQUE

A.F.E.E. (Association Française pour l'Etude des Eaux) (1975) Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales N°1 le mercure. 30p.

A.F.E.E. (1984) Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales N°4 l'arsenic. 25p

BODDINGTON, M.J. ; DE FREIRAS, A.S.W. ; MILLER, D.R. (1979) The effect of benthic invertebrates on the clearance of mercury from sediments. *ECOLOGICAL ENVIRONMENTAL SAFETY* n°3, 44-236.

HERMENN, R. ; NEUMANN-MAHLKAU, P. (1985) The mobility of zinc cadmium copper lead iron and arsenic in ground water as a fonction of redox potential and ph. *THE SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* vol 43, 1-12.

IRGROLIC, K.J. ; WOOLSON, E.A. ; STOCKTON, R.A., NEWMANN, N.D. ; BOTTINO, N.R. ; ZINGARO, R.A. ; KEARNEY, P.C. ; PYLES, R.A. ; MAEDA, S. ; McSHANE, W.J. ; COX, E.R. (1977) Characterization of arsenic compounds formed by *Daphnia magna* and *Tetraselmis chuii* from inorganic arsenate. *ENVIRONMENTAL HEALTH PERSPECTIVES* vol 19, 66.

LELAND H.V. ; MAC NURMEY (1974) Lead transport in a river ecosystem *IN PROCEEDING THE INTERNATIONAL CONFERENCE ON TRANSPORT OF PERSISTANT CHEMICAL IN AQUATIC ECOSYSTEMS (OTTARIO)*, 17-23.

LITHNER, G. ; BORG, H. ; HOLM, K. (1991) Bioavailability of metals versus abiotic and biotic factors in humic lakes surrounding the ronnskar smelters northern Sweden. *CANADIAN TECH. REPORT OF FISHERIES AQUATICS SCIENCES* vol 1774 n°1-2, 1181-1186.

WOOD, J.M. (1974) Biological cycles for toxic elements in the environment. *SCIENCE* n° 183, 1049.

D/ MODELISATION

GENONI, G.P. ; MONTAGUE, C.L. (1995) Influence of the energy relationships of trophic levels and of elements on bioaccumulation. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY* vol 30 n°2, 203-218.

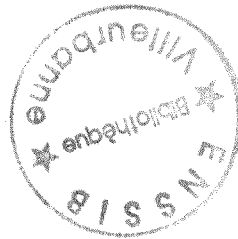
HENDRIKS, A.J. (1995) Modelling equilibrium concentrations of microcontaminants in organisms of the rhine delta: can average field residues in the aquatic foodchain be predicted from laboratory accumulation ?. *AQUATIC TOXICOLOGY* vol 31 n°1, 1-25.

HERRICK, C.J. ; GOODMAN, E.D. ; GUTHRIE, C.A. ; BLYTHE, R.H. ; HENDRIX, G.A. ; SMITH R.L. ; GALLOWAY, J.E. (1982) A model of mercury contamination in a woodland stream. *ECOLOGICAL MODELLING* vol 15 n°1, 1-28.

AUBERT, M. ; BITTEL, R. (1975) Utilisation d'une chaine trophodynamique de type benthique pour l'étude des transferts de polluants métalliques. *REVUE INTERNATIONALE OCEANOGRAPHIQUE* vol 39 n°49, 117-151.

CABANA, G. ; RASMUSSEN, J.B. (1994) Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *NATURE (LONDON)* vol 372 n°6503, 255-257.

LAUMOND, F. ; NEUBURGER, M. ; DONNIER, B. ; FOURCY, A. ; BITTEL, R. ; AUBERT, M. (1973) Experimental investigations at laboratory on the transfer of mercury in marine trophic chains. *REV. INTERN. OCEANOGR. MED.* vol 31/32.



BIBLIOTHEQUE DE L'ENSSIB



8107492