

THESE

présentée devant

L'UNIVERSITE CLAUDEBERNARD - LYON 1

pour l'obtention du

DIPLÔME DE DOCTORAT

(Arrêté du 30.03.1992)

Par

Agnès ROSSO



**DESCRIPTION DE L'IMPACT DES MICROPOLLUANTS SUR LES
PEUPELEMENTS D'OLIGOCHÈTES DES SÉDIMENTS DE COURS
D'EAU DU BASSIN-VERSANT DE L'ILL (ALSACE).**

**ELABORATION D'UNE MÉTHODE BIOLOGIQUE DE DIAGNOSTIC DE
L'INCIDENCE DES MICROPOLLUANTS.**

Soutenue le 19 octobre 1995

Membres du jury:

M. M. BABUT
M. M. BOUCHE (rapporteur)
M. A. EXINGER
M. N. GIANI (rapporteur)
Mme J. GIBERT
M. J. JUGET
M. M. LAFONT
M. L.-A. LECLERC

Travaux réalisés dans l'équipe du laboratoire "Diagnose des **Systèmes** Aquatiques"
Cemagref - Division Biologie des **Ecosystèmes** Aquatiques

RESUME

L'objectif de ce travail **était** d'évaluer l'impact des micropolluants sur les peuplements **d'Oligochètes** vivant dans les sédiments fins de cours d'eau. Cette recherche a **été** poursuivie dans le but **d'élaborer** une méthode biologique de diagnostic de l'incidence des micropolluants dans le milieu récepteur.

Ce travail a **été réalisé** dans le bassin-versant de l'111 (Alsace), sur trente-trois stations d'étude. Quinze sites ont **été** étudiés en 1991 et dix-neuf en 1992/93. Sur chaque site, 3 relevés faunistiques et physico-chimiques ont **été** effectués (juin, août et octobre 1991; août et octobre 1992, mai 1993).

D'un point de vue faunistique, cette étude a permis de souligner l'originalité et la diversité taxonomique des peuplements d'oligochètes du bassin-versant de l'111. Un inventaire des espèces d'oligochètes recensées en Alsace a pu être établi. **Quatre-vingt-dix-huit** espèces ou taxons ont été identifiés dans nos relevés; cependant, **9** seulement se **révèlent** fréquents. Il s'agit de taxons ubiquistes et résistants à la pollution, comme ***Aulodrilus pluriset*** ou ***Limnodrilus hoffmeisteri***. Par ailleurs, l'examen de la structure globale des peuplements d'oligochètes (indice **Oligochètes** IOBS, pourcentages des différentes familles) souligne l'état accusé de dégradation de la qualité biologique des **sédiments**.

Le bilan de l'état de contamination des sédiments par les micropolluants métalliques a été effectué sur les **33** sites. Les sédiments de treize stations se révèlent non contaminés par les métaux. En revanche, 16 stations présentent des degrés divers de contamination (contaminations faibles à moyennes) et quatre stations se révèlent fortement polluées par les métaux. Les micropolluants organiques sont en général peu abondants mais ils peuvent atteindre des concentrations importantes dans des secteurs déjà chargés en métaux.

Si l'on confronte les données biologiques et physico-chimiques, on constate que les relations entre les peuplements d'oligochètes et la contamination des sédiments par les métaux ne sont pas linéaires. On obtient en réalité des réponses par seuils de contamination. En général, à partir d'un seuil de contaminations métalliques moyennes, le nombre d'espèces d'oligochètes diminue significativement, de même que l'indice IOBS (indice de qualité biologique des sédiments) et que l'abondance de certaines espèces. Des indices $IOBS \leq 1$ sont identifiés dans les secteurs les plus contaminés. Parmi les espèces les plus sensibles, on note la présence de ***Nuis bretscheri***, ***Specaria josinae***, ***Vejdovskyella intennedia***, ***Psammoryctides barbatus*** ou ***Limnodrilus claparedeanus***. En revanche, quelques espèces ou taxons montrent une grande tolérance aux contaminations par les micropolluants: ***A. pluriset***, ***L. hoffmeisteri***, ***Bothrioneurum*** s p., ***Nais communis*** ou ***Pristinella jenkinsi***. Notons que les densités **d'Oligochètes** peuvent être **très élevées** dans des secteurs fortement contaminés.

De plus, la composition des peuplements évolue en fonction de la contamination: le pourcentage de **Tubificidae** avec soies capillaires est **corrélé négativement** avec la charge métallique des sédiments alors que des pourcentages de Tubificidae sans soies capillaires $\geq 60\%$ sont **généralement associés** aux milieux contaminés par les métaux.

Le “potentiel complexant” des **sédiments**, défini ici par les teneurs en carbone organique total, en fer et en manganèse et par l’abondance des sables, semble contribuer à atténuer l’incidence des pollutions toxiques sur les peuplements **d’Oligochètes**. L’effet nocif des micropolluants peut en effet se **révéler accusé** dans les sites faiblement contaminés dont les sédiments présentent un “potentiel complexant” peu **élevé** (faibles concentrations en COT, en fer et en **manganèse**).

Par ailleurs, cette étude semble montrer qu’il existe un effet synergique **métal-PCBs** sur les peuplements d’oligochètes, l’effet toxique se **révélant** plus élevé lorsque ces éléments sont associés.

Mn d’intégrer la dimension temporelle, un suivi mensuel des peuplements **d’Oligochètes** au cours d’un cycle annuel (août 1992 à août 1993 inclus) a **été réalisé** sur deux sites. Ces 2 stations présentent différents degrés de contamination (une station faiblement contaminée, Fellingering; une station fortement contaminée, Staffelfelden).

On constate que l’incidence des facteurs hydrologiques (alternances de crues et d’étéiages) domine sur la station faiblement contaminée qui **présente** des peuplements globalement riches en espèces et très variables dans le temps. Durant les basses eaux (août à octobre 1992; mars à août 1993), le peuplement est dominé par les Naididae; en période de hautes eaux (novembre 1992 à février 1993), les Enchytraeidae et les Lumbriculidae dominent.

En revanche, sur le site fortement contaminé, la structure des peuplements varie peu au cours de l’année; quelques taxons **très résistants** de Tubificidae dominent (**Tubificidae** sans soies capillaires, **A. pluriseta**). Les crues induisent toutefois, sur cette station, une augmentation temporaire de la qualité biologique. Les adultes de Tubificidae apparaissent durant la période de hautes eaux, de même que quelques espèces de Naididae comme **N. communis** et **Chaetogaster diastrophus**. Ces dernières espèces sont plutôt caractéristiques de la période de basses eaux à Fellingering.

Sur les deux sites, les hautes eaux induisent une augmentation significative de la proportion des espèces décrivant des échanges hydriques actifs entre les eaux superficielles et souterraines.

Ce travail a permis de discerner quelques pistes intéressantes pour des travaux futurs. Une recherche doit être menée sur le concept “d’ambiance **écotoxicologique**”, et notamment sur le “potentiel complexant” des sédiments.

D’un point de vue pratique, ce travail a permis également de proposer une méthode de suivi biologique des sédiments du bassin de l’111 (IOBS, abaque), susceptible d’être appliquée dans d’autres bassins.

SOMMAIRE

CHAPITRE I - INTRODUCTION	1
1. ENJEU	1
2. PROBLEMATIQUE	2
3. CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET CONNAISSANCES DE BASE	3
3.1. Les micropolluants	3
3.1.1. Les micropolluants minéraux	3
3.1.2. Les micropolluants organiques	5
3.2. Répartition des micropolluants dans les écosystèmes aquatiques	6
3.3. Problèmes liés à l'évaluation de l'incidence des micropolluants métalliques et organiques sur les organismes	8
3.3.1. Démarche suivie	8
3.3.2. La bioévaluation dans les eaux courantes	10
4. PLAN DE L'EXPOSE	11
CHAPITRE II - SITES ETUDIÉS - MATERIEL ET METHODES	13
1. PRESENTATION DES SITES D'ETUDE	13
1.1. Rappel du cadre géographique et géologique	13
1.2. Emplacement des sites étudiés	16
1.3. Échantillonnage physico-chimique et biologique des stations	19
2. MATERIEL ET METHODES	20
2.1. Protocoles de prélèvement, d'extraction et de tri des Oligochètes	20
2.1.1. Méthode de récolte des Oligochètes	20
2.1.2. Traitement des échantillons au laboratoire	20
2.2. Prélèvement des échantillons d'eau et de sédiments pour l'analyse physico-chimique	22
2.2.1. Prélèvements d'eau	22
2.2.2. Prélèvements de sédiments	23
2.2.3. Transport des échantillons et analyses physico-chimiques	23
2.3. Analyses des données	23

CHAPITRE III • REPARTITION DES OLIGOCHETES DANS LE BASSIN DE L'ILL: DONNEES FAUNISTIQUES	27
1. INTRODUCTION	27
2. LISTE DES ESPECES ET TAXONS RECENSES	27
3. PARTICULARITES FAUNISTIQUES	31
4. ETUDE DU POURCENTAGE D'OCCURRENCE DES TAXONS	33
5. COMPARAISON AVEC D'AUTRES BASSINS FRANCAIS	35
6. DISCUSSION - CONCLUSION	37
CHAPITRE IV - STRUCTURE DES PEUPEMENTS D'OLIGOCHETES - QUALITE BIOLOGIQUE DES STATIONS PROSPECTEES	41
1. STRUCTURE GLOBALE DES PEUPEMENTS D'OLIGOCHETES	41
1.1. Variables étudiées	41
1.2. Résultats	42
1.2.1. Structure moyenne des peuplements d'Oligochètes collectés dans le bassin-versant de l'Ill	42
1.2.2. Structure des peuplements par sites - Interrelations entre les variables globales	43
1.2.3. Examen des valeurs de l'indice IOBS	48
2. EXAMEN DE LA COMPOSITION SPECIFIQUE DES PEUPEMENTS D'OLIGOCHETES	50
2.1. Examen de l'abondance relative des espèces	50
2.2. Relation entre le milieu hyporhéique et le milieu superficiel	51
2.3. Déformations, singularités morphologiques et parasitisme	54
3. INFLUENCE DE LA SAISON SUR LA STRUCTURE ET LA COMPOSITION SPECIFIQUE DES PEUPEMENTS	56
3.1. Effet de la saison sur la structure globale des peuplements	56
3.2. Effet de la saison sur la composition spécifique des peuplements	58
4. DISCUSSION - CONCLUSION	59

CHAPITRE V - CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX ET DES SEDIMENTS	63
1. INTRODUCTION	63
2. MATERIEL ET METHODES	63
2.1. Analyse des sédiments	63
2.1.1. Les métaux. Variables retenues et forme d'expression des résultats	63
2.1.2. Les micropolluants organiques. Variables retenues et forme d'expression des résultats	65
2.1.3. Autres variables étudiées dans les sédiments	67
2.2. Analyses de l'eau	67
3. RESULTATS	67
3.1. Contamination des sédiments par les micropolluants métalliques	67
3.2. Relation entre la contamination métallique et les différentes variables physico-chimiques du sédiment	73
3.3. Contamination des sédiments par les micropolluants organiques	74
3.4. Pollution des eaux	77
4. DISCUSSION - CONCLUSION	83
CHAPITRE VI - CARACTERISATION DE L'INCIDENCE DES MICROPOLLUANTS SUR LES BIOCENOSES D'OLIGOCHETES	87
1. RELATIONS ENTRE LA CONTAMINATION METALLIQUE DES SEDIMENTS ET LES PEUPLEMENTS D'OLIGOCHETES	87
1.1. Variables biologiques globales	87
1.1.1. Examen des valeurs brutes	87
1.1.2. Examen des valeurs exprimées en classes	89
1.2. Relation entre l'abondance des espèces et la contamination métallique des sédiments	92
2. ESSAI D'ETUDE DE L'INCIDENCE DES MICROPOLLUANTS ORGANIQUES	98
3. ESSAI DE FORMALISATION D'UN CONCEPT D'AMBIANCE	101
3.1. Variables examinées	101
3.2. Résultats	103
3.3. Conclusion	107
4. DISCUSSION - CONCLUSION	107

CHAPITRE VII - CONTRIBUTION À LA CONNAISSANCE DE LA DYNAMIQUE DES PEUPELEMENTS D'OLIGOCHETES DANS DES MILIEUX FAIBLEMENT ET FORTEMENT CONTAMINÉS 115

1. INTRODUCTION	115
2. SITES ETUDIÉS	115
2.1. Composantes morpho-dynamiques et hydrographie	115
2.2. Composantes physico-chimiques	117
2.2.1. Qualité physico-chimique des eaux	117
2.2.2. Qualité physico-chimique des sédiments	118
3. PEUPELEMENTS D'OLIGOCHETES	119
3.1. Matériel et méthodes	119
3.2. Résultats	120
3.2.1. Analyse faunistique	120
3.2.2. Evolution des peuplements au cours d'un cycle annuel	123
3.2.3. Dynamique saisonnière des populations d'Oligochètes	126
3.2.3.1. Analyse comparative de la dynamique des populations de Fellingering et de Staffelfelden	126
3.2.3.2. Dynamique des populations de Fellingering	127
3.2.3.3. Dynamique des populations de Staffelfelden	130
3.2.3.4. Remarques	130
4. DISCUSSION - CONCLUSION	132

CHAPITRE VIII - UTILISATION DES OLIGOCHETES POUR DRESSER LES BASES D'UN SUIVI BIOLOGIQUE DES SEDIMENTS 139

1. INTRODUCTION	139
2. VARIABLES ETUDIÉES, DEMARCHE SUIVIE	141
3. RESULTATS	142
3.1. Bilan comparatif des stations discordantes	142
3.2. Triade de CHAPMAN et bilan général de la qualité biologique des sites étudiés	144
3.3. Comparaison des variables biologiques globales par maille de tamisage (0,160 mm et 0,500 mm)	148
4. CONCLUSION	152

CHAPITRE IX - DISCUSSION ET CONCLUSION GENERALE	
PERSPECTIVES	155
1. DISCUSSION ET CONCLUSION GENERALE	155
2. PERSPECTIVES	157
TRAVAUX CITES	161
ANNEXES	177

<p>Chapitre I Introduction</p>

1. EN JEU

Les sources de pollutions ponctuelles et diffuses, qu'elles soient domestiques, industrielles, agricoles, créent des problèmes majeurs en contaminant de nombreux cours d'eau. En outre, aux causes anciennes de contaminations de l'environnement aquatique par toutes sortes de déchets, s'ajoutent celles, plus récentes, qui sont liées au développement de la chimie organique de synthèse.

Pendant longtemps, l'eau a été considérée comme une ressource inépuisable et inaltérable, les écosystèmes étant jugés comme aptes à diluer **et/ou** à assimiler les rejets. Cependant, ces dernières années, la gestion de la ressource en eau a fait l'objet d'une prise de conscience de son caractère **altérable** et épuisable. En France, cette prise de conscience s'est traduite par la Loi sur l'Eau du 03 janvier 1992, et en Europe, par la proposition de la Directive de Qualité Ecologique (J.O. CEE, 1994). Ces deux textes fixent notamment la préservation des écosystèmes aquatiques comme objectif de gestion de la ressource en eau.

Il y a actuellement une reconnaissance de la responsabilité de l'homme dans la conservation de la vie dans les écosystèmes: l'homme est le plus grand destructeur d'espèces animales et végétales.

Il y a aussi le constat, plus prosaïque, que la dégradation de la qualité des eaux douces de surface ne permet plus leur utilisation, pour des usages industriels et domestiques, sans avoir recours à des investissements coûteux en matière d'épuration.

De plus, il est prouvé depuis longtemps que la pollution des eaux superficielles peut entraîner la dégradation des eaux souterraines associées, qui constituent en général la principale réserve d'eau exploitée (VON GUTEN, 1986; EDWORTHY, 1987; ZILLIOX, 1989, 1995; CARBIENER & TREMOLIERES, 1990; GALCERAN *et al.*, 1990; TRAVIS & DOTY, 1990; ROECK, 1992).

Enfin, si un grand nombre de substances rejetées dans le milieu s'avèrent directement ou indirectement dangereuses pour la vie dans les Ccosystèmes aquatiques superficiels et souterrains, elles se **révèlent** également toxiques pour l'homme, notamment par **la** consommation d'eau ou de nourriture **contaminées** (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

La **préservation** des écosystèmes aquatiques constitue désormais un enjeu philosophique, **économique** et social.

2. PROBLEMATIQUE

La prise de conscience de la société sur l'obligation de préserver l'environnement aquatique nécessite le développement de recherches sur l'appréciation des dégradations subies par les écosystèmes, sur la prévention des risques et sur la mise au point de méthodes biologiques et physico-chimiques de suivi de **l'état** de notre environnement. Ce suivi est en particulier indispensable pour effectuer un bilan général de la qualité des milieux et suivre leur récupération éventuelle si des mesures de protection ont été mises en place.

La problématique générale, à laquelle ce travail contribue, vise à atteindre trois objectifs ambitieux:

- connaître la nature des relations entre la physico-chimie du milieu et les biocénoses qui le peuplent;
- appréhender la quantité et la qualité des déversements que le milieu peut absorber sans présenter de dommages pour les biocénoses;
- mettre au point des méthodes biologiques permettant dévaluer l'incidence des rejets et d'assurer le suivi du milieu récepteur.

Cette problématique entre dans le cadre de l'élaboration d'une politique moderne d'aide à la décision publique, en terme de prévention des pollutions aquatiques (autorisation de rejets, contrôle, évaluation des dommages ou des risques...). Elle contribue à la poursuite d'un objectif à plus long terme de maintien ou de restauration d'une "bonne qualité écologique" des systèmes aquatiques au niveau européen (J.O. CEE, 1994).

Cependant, la réalisation de ces objectifs passe par le développement de recherches pluridisciplinaires inscrites dans le moyen et le long terme. Il s'avérait donc nécessaire de se baser sur un contexte scientifique et des connaissances de base solides et de se focaliser sur quelques points précis. Nous avons retenu ici l'incidence des

micropolluants sur les peuplements **d'Oligochètes** vivant dans les sédiments fins, Ce travail s'inscrit dans une approche écotoxicologique, science qui, selon **RAMADE (1977; 1992)**, étudie les modalités de contamination de l'environnement par les substances toxiques et qui analyse les **conséquences** écologiques **résultant** de leur action.

Dans cette optique, les Agences de l'Eau jouent un rôle actif dans les processus d'information et d'incitation. Ces organismes impulsent ou sont associés à de nombreux travaux d'aménagements, de dépollution et de réhabilitation des milieux aquatiques, en collaboration avec les **collectivités** locales, les industriels et les agriculteurs. De plus, les Agences de l'Eau sont demandeuses de méthodes permettant d'assurer le suivi de la qualité écologique des écosystèmes aquatiques.

Le présent travail, effectué dans le bassin de l'111 (affluent rive gauche du Rhin), a bénéficié d'un soutien financier de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse.

3. CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET CONNAISSANCES DE BASE

3.1. Les micropolluants

Les micropolluants sont, par définition, des substances polluantes qui peuvent avoir un effet nocif sur les organismes vivants à de très faibles concentrations. Par conséquent, leur introduction dans les hydrosystèmes peut provoquer des changements biologiques dramatiques.

3.1.1. Les micropolluants minéraux

Des métaux lourds comme le cuivre, le mercure, le plomb..., ou encore l'arsenic (un métalloïde) figurent dans cette catégorie de micropolluants. Ils sont présents dans la croûte terrestre à des teneurs souvent faibles, variant en fonction des roches et Produisant un bruit de fond de contamination dans le milieu naturel (**BELAMIE et al., 1982; BAUDO & MUNTAU, 1990; BELAMIE, 1990; AERM, 1991; WEI WEN et al., 1992**). Ce bruit de fond sert notamment de niveau de référence. Selon **WEI WEN et al., 1992**, les teneurs des suspensions fluviales non polluées sont en général très proches des valeurs des roches à l'affleurement.

Métaux lourds et métalloïdes sont aujourd'hui couramment employés dans diverses

branches industrielles. L'homme contribue donc pour une bonne part aux apports de ces **éléments** dans les milieux aquatiques. Les apports sont principalement dus aux exploitations minières, aux effluents industriels, domestiques, urbains et agricoles... (AFEE, 1975a, 1975b, 1976, 1979, 1986; ROBBE, 1981; **BELAMIE**, 1983; CHAPMAN, 1992, **RAMADE**, 1992; WEI WEN et *al.*, 1992; HONORE, 1994).

Les métaux lourds ne sont généralement pas éliminés des écosystèmes par des processus naturels, contrairement à de nombreux polluants organiques. Il s'agit par conséquent d'éléments qui peuvent persister et s'accumuler dans le milieu naturel.

Certains métaux lourds sont essentiels au développement de la vie; il s'agit d'éléments biogènes (cf. Cr, Cu, Zn...), intervenant comme constituants de la matière vivante (AFEE, 1979, 1986; **FÖRSTNER & WITTMANN**, 1981, ROBBE, 1984). Ces éléments sont impliqués notamment dans les fonctions physiologiques des tissus vivants et entrent dans la régulation de nombreux processus biochimiques (CHAPMAN, 1992). Un déficit de ces métaux conduit à des carences pouvant induire des troubles profonds.

D'autres métaux lourds, comme le mercure, le cadmium ou encore le plomb, ne sont pas essentiels au développement de la vie (ROBBE, 1984; AFEE, 1986).

Qu'ils soient essentiels ou non dans une gamme de concentrations, ils deviennent tous toxiques lorsque les doses indispensables au bon fonctionnement de l'organisme, ou les doses tolérables dans le cas des métaux lourds "non indispensables", sont dépassées.

Toxicité

Des auteurs comme NIEBOER & RICHARDSON (1980) ou BOGUSZ (1992) rappellent les principaux mécanismes conduisant à la toxicité des ions métalliques:

- blocage de groupes fonctionnels essentiels,
- remplacement de l'ion métallique essentiel par d'autres éléments,
- modification d'une molécule biologique.

En fait, les mécanismes de toxicité sont complexes et ne sont pas tous élucidés; ils dépendent de divers facteurs comme la forme chimique d'une substance donnée. Par exemple, le monométhyl-mercure est plus toxique que les autres espèces mercurielles (AFEE, 1975, CARBIENER, 1978). Les sels de chrome hexavalent sont par ailleurs une forme très toxique du chrome (AFEE, 1979; **RAMADE**, 1992).

Des travaux expérimentaux ont montré que la toxicité des métaux était liée à un grand nombre de facteurs environnementaux comme l'oxygène dissous, la température, le pH, l'alcalinité et la dureté de l'eau, la présence de matières organiques, le temps d'exposition et l'acclimatation au toxique, les phénomènes d'additivité, d'antagonisme **et de synergisme** (JONES, 1938; BROWN et *al.*, 1974; **NIELSEN & LAURSEN**, 1976; **MANCE**, 1987; **WANG**, 1987; **WREN & STEPHENSON**, 1991; GERHARDT, 1993). La toxicité varie

également en fonction de l'espèce (CHAPMAN et *al.*, 1982 a), de l'association d'espèces (CHAPMAN *et al.*, 1982 b, KEILTY et *al.*, 1988). de l'âge des individus (ROEMBKE & KNACKER, 1989).

3.1.2. Les micropolluants organiques

Sous cette dénomination, on trouve de très nombreux composés naturels ou issus de la chimie de synthèse, susceptibles de provoquer des désordres biologiques importants à de faibles concentrations. On ne saurait dresser ici une liste exhaustive de ces composés.

Les micropolluants retenus dans cette étude sont essentiellement des hydrocarbures polyaromatiques (HPAs), des chlorophénols, des chlorobenzènes, des Polychlorobiphényles (PCBs), le DDT et le DDE, l'aniline et les chloroanilines.

Les HPAs. Ils sont produits par des sources à la fois naturelles et anthropogéniques. La source majeure de pollution par ces substances provient de la combustion. Rejetées dans l'atmosphère, elles sont ensuite entraînées vers les cours d'eau via la pluie et le ruissellement. Les HAPs sont considérés comme cancérigènes (RAMADE, 1992). Le benzo-a-pyrène est connu en particulier comme agent s'intercalant au niveau de la réplication de l'ADN.

Les PCBs. Il s'agit de composés organochlorés, issus de la chimie de synthèse (PELLET et *al.*, 1993). PCBs est le nom générique regroupant un très grand nombre d'isomères et de congénères avec un nombre variable de chlores substitués sur un noyau biphényle. Synthétisés pour la première fois en 1881, ils ont été produits industriellement à partir de 1929. Dès lors, ils ont donné lieu à une large production. Les PCBs, du fait de leur stabilité chimique et thermique et de leur pouvoir diélectrique important, ont fait l'objet de nombreux domaines d'application (fluides isolants dans les transformateurs et les gros condensateurs, fluides caloporteurs dans des circuits à haute température, agents plastifiants ou adjuvants de pesticides). Ils ont été déclarés comme toxiques pour la première fois par JENSEN (1966). Le degré de toxicité des PCBs augmente avec le taux de chloration du mélange et la position des atomes de chlore sur le biphényle (ABRAMOWICZ, 1990 *in* PELLET et *al.*, 1993). Les PCBs sont notamment soupçonnés d'être cancérigènes et d'entraîner des troubles au niveau de la reproduction (PELLET, *op. cit.*). Dès 1975, la France a limité l'emploi et la commercialisation des PCBs.

Les chlorophénols. Le pentachlorophénol (PCP) est une molécule douée de propriétés fongicides. Elle a donné lieu à un très vaste usage dans la protection des bois.

Les chlorobenzènes. L'hexachlorobenzène (HCH) est cancérigène. Il a longtemps été utilisé comme fongicide.

Le DDT est un insecticide organochloré. **Le DDE** constitue un métabolite provenant de la déchlorination du DDT. L'utilisation du DDT et du DDE est interdite en France depuis quelques années, mais ces substances persistent dans les écosystèmes en raison de leur très faible dégradabilité.

De nombreux micropolluants organiques atteignent le milieu aquatique et peuvent par conséquent provoquer des perturbations importantes. Certains vont se dégrader, d'autres vont persister dans l'environnement et se distribuer dans des compartiments privilégiés de l'écosystème.

3.2. Répartition des micropolluants dans les écosystèmes aquatiques

Les micropolluants se répartissent dans les différents compartiments abiotiques et biotiques du milieu (ROBBE, 1984; SALOMONS, 1985). Leur répartition dans les écosystèmes aquatiques dépend de leurs propriétés physico-chimiques et de l'environnement biologique et physico-chimique. Ils peuvent être présents dans l'eau sous forme dissoute (eau de surface ou eau interstitielle), fixés aux matières en suspension, être stockés au niveau des sédiments ou accumulés dans les biocénoses (fig. 1.1). En fait, le devenir des substances est déterminé par un ensemble de processus comme l'adsorption, la dilution, la volatilisation et la dégradation (SCHRAP, 1991).

Les substrats vivants ou inertes sont des compartiments privilégiés d'accumulation des micropolluants métalliques et organiques. Ils sont généralement retenus dans l'étude de l'appréciation du niveau de contamination des milieux aquatiques (CHAPMAN et *al.*, 1982 c; ROBBE, 1984; MOUVET, 1984, 1985, 1986; ANDRE & LASCOMBE, 1987; ROECK, 1992).

Les sédiments, formés par décantation des particules en suspension, ont des capacités de fixation des micropolluants particulièrement importantes. Suivant des mécanismes complexes, les métaux se répartissent dans les différentes phases du sédiment: solution dans l'eau interstitielle, adsorption sur la matière organique et les argiles (complexes argilo-humiques; ROBBE, 1984; GAULTIER, 1991, PELLET et *al.*, 1993), coprécipitation avec les carbonates, liaison avec les hydroxydes de fer et de manganèse. Ils sont **également** présents dans les divers minéraux détritiques issus de l'érosion des roches (BELAMIE, 1990).

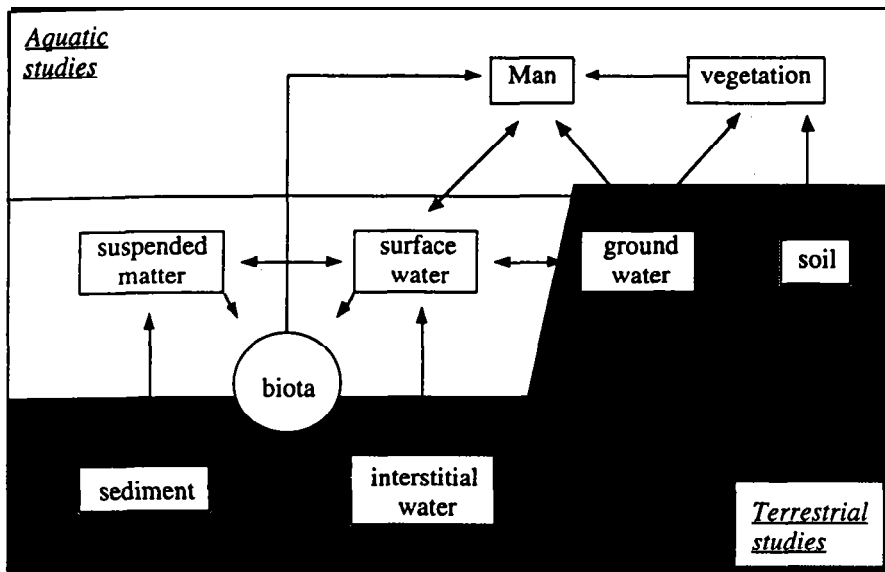


Figure I.1. Présentation schématique des compartiments réservoirs de contaminants et de leurs interactions entre les écosystèmes aquatiques et terrestres (d'après SALOMONS, 1985).

En conséquence, les sédiments constituent un lieu d'accumulation des micropolluants; ils peuvent également devenir une source de contamination des eaux par le jeu des phénomènes de relargage (BELAMIE, 1983, ROBBE, 1984), les organismes benthiques participant activement à ces phénomènes (JERNELÖV, 1970; BODDINGTON *et al.*, 1979).

Les organismes vivants peuvent également présenter de fortes concentrations en micropolluants dans leurs tissus (MANCE, 1987; D'ITRI, 1990; WREN & STEPHENSON, 1991; CAIN, 1992; HARE, 1992, GERHARDT, 1993). La pénétration des micropolluants dans les organismes s'effectue par absorption à travers des membranes biologiques (peau, branchies), par ingestion d'eau, par ingestion de sédiments (notamment pour les organismes limivores), de matières en suspension, ou bien par consommation de nourriture contaminée. Un ensemble de processus régit les phénomènes de bioconcentration (régulation par excrétion, stockage dans des tissus sous forme peu toxique). Les Oligochètes aquatiques peuvent notamment concentrer les micropolluants dans leurs tissus (MATHIS & CUMMINGS, 1973; DEAN, 1974; HALL & MERLINI, 1979; CHAPMAN *et al.*, 1980; SAY & GIANI, 1981; OLIVER, 1984, 1987; CHAPMAN, 1985; REYNOLDS, 1987; CONNELL *et al.*, 1988; KEILTY *et al.*, 1988 a, 1988 b; GUNN *et al.*, 1989; KLERKS & LEVINTON, 1989 a; PHIPPS *et al.*, 1989, CALL *et al.*, 1991; KLERKS & BARTHOLOMEW, 1991; SAGER & PUCSKO, 1991; ANKLEY *et al.*, 1992).

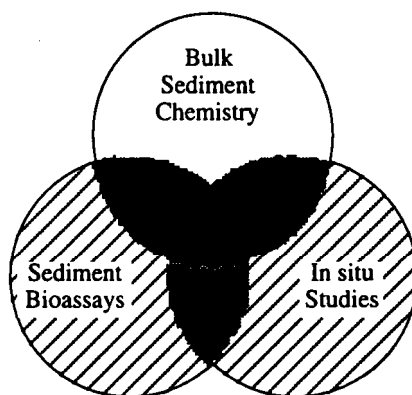
3.3. Problèmes liés à l'évaluation de l'incidence des micropolluants métalliques et organiques sur les organismes

3.3.1. Démarche suivie

La connaissance des effets des micropolluants sur les biocénoses des milieux récepteurs reste encore très fragmentaire. Une approche **expérimentale** a souvent été privilégiée, sous forme de tests ou de bioessais, mais les résultats sont difficilement extrapolables au milieu naturel (CAIRNS, 1983; LEVIN & KIMBALL, 1984; KIMBALL & LEVIN, 1985, ABDUL RIDA, 1992). Cependant, les observations **réalisées** au laboratoire nous renseignent sur les mécanismes de toxicité, les processus d'intoxication et de bioaccumulation, la classification des substances toxiques, etc... Dans ce contexte, un retour aux données récoltées sur le terrain a été préconisé par les toxicologues (SLOOFF, 1983; GILBERTSON, 1984; CHAPMAN, 1986). Une démarche associant des relevés de terrain et des tests au laboratoire a d'ailleurs été initiée au Cemagref ces dernières années (LAFONT & MOUTHON, 1990, VINDIMIAN et *al.*, 1991, 1993; RICHERT, 1994).

A ce titre, CHAPMAN (1986) propose une méthode intéressante, la "triade". Celle-ci peut être **considérée** comme une mesure de l'état de santé des sédiments. Elle est basée sur la prise en considération de trois éléments fondamentaux (figure 1.2):

- * des analyses physico-chimiques;
- * des bioessais sur les sédiments prélevés *in situ*,
- * l'examen des biocénoses.




 Mesure les effets biologiques de la contamination des sédiments

Figure 1.2. Modèle conceptuel de la qualité des sédiments; cette analyse repose sur trois éléments (triade); des analyses chimiques, des bioessais, des relevés de la faune résidente (d'après CHAPMAN, 1986).

En complément de la “triade”, CHAPMAN (1990) propose une grille d'interprétation des résultats en fonction des réponses obtenues pour chacun des trois éléments (tableau 1.1).

Situation	Contamination du milieu	Bioessai	mesure de la qualité biologique in situ	Conclusions possibles
1	+	+	+	pollution évidente induite par les contaminants
2				pas de pollution évidente
3	+	-		contaminants non biodisponibles
4	-	+	-	présence de contaminants non analysés ou de conditions capables d'induire une dégradation du milieu
5			+	l'altération n'est pas due à des contaminants toxiques
6	+	+		éléments toxiques stressant le système
7		+	+	dégradation causée par des contaminants toxiques non mesurés
8	+		+	Éléments toxiques non biodisponibles; ou altération qui n'est pas due aux éléments toxiques

Réponse significative (+) ou non significative (-) par rapport aux conditions de références
 + : milieu contaminé; réponse du bioessai par rapport à un bioessai de référence; qualité biologique altérée.

Tableau 1.1. Informations apportées par l'analyse triadique (CHAPMAN, 1990)

Cette grille peut également servir de base pour mesurer l'état de santé du milieu prospecté:

la situation 2 peut être considérée comme un “état de référence”; les autres situations sont des états altérés (hormis la situation 4), la première représentant une situation extrême d'altération chimique et biologique.

Les situations 3 et 6 sont intéressantes à retenir: la présence de contaminants dans les sédiments n'est pas associée à une dégradation de la biocénose. Ces deux situations introduisent la notion de capacité d'assimilation du milieu. L'assimilation d'un milieu est définie selon CAIRNS & PRATT (1990) comme une accommodation potentielle des écosystèmes naturels à une certaine quantité de matériel étranger nuisible. Les situations 3 et 6 peuvent signifier que les micropolluants sont présents dans les sédiments sous une forme non toxique pour la biocénose.

La méthode de la triade est utilisée dans ce travail; les résultats sont présentés dans le chapitre VIII (§ 3.2).

Cependant, le développement de la "triade" de CHAPMAN (1986) implique que l'on dispose d'outils fiables et pertinents d'appréciation de l'état de santé du milieu récepteur et des altérations qu'il peut subir.

3.3.2. La bioévaluation dans les eaux courantes

L'étude des biocénoses est une approche importante dans l'établissement d'un diagnostic écologique. Cette démarche procède de la bioévaluation; cette terminologie recouvre "l'ensemble des procédures à fondements biologiques qui peuvent servir à l'établissement de diagnostics écologiques" BLANDIN (1986). Elle repose sur le caractère intégrateur des communautés vivantes vis à vis des facteurs abiotiques, souligné notamment par HYNES (1960, 1970), SLÁDECEK (1973) et VERNEAUX (1973, 1976, 1977, 1994; BOUCHY & GARNIER-ZARLI, 1995).

Le concept de l'évaluation de la qualité des milieux, basé sur l'examen des organismes indicateurs a été initié il y a plus de 100 ans (KOLENATI, 1848; DE COI-IN, 1853; *in* DE PAUW et *al.*, 1991; KOLKWITZ & MARSSON (1902; 1908; 1909; *in* SLADECEK, 1973). Ces auteurs avaient remarqué que les organismes peuplant les eaux polluées étaient sensiblement différents de ceux trouvés dans les eaux propres.

Depuis, de nombreuses méthodes biologiques ont été développées pour évaluer la qualité de l'eau (HYNES, 1960; SLADECEK, 1973; HAWKES, 1979; PERSOONE & DE PAUW, 1979; ILLIES & SCHMITZ, 1980; WOODIWISS, 1980; HERRICKS & CAIRNS, 1982; MATHEWS *et al.*, 1982; HELLAWELL, 1986; NEWMAN, 1988; METCALF, 1989; PLAFKIN et *al.*, 1989; COSTE et *al.*, 1991; DESCY & COSTE, 1991; PRYGIEL & COSTE, 1993a, 1993b; IDE, 1993; AERM. 1995).

En particulier, les invertébrés sont couramment utilisés et sont à l'origine de diverses méthodes et indices biologiques (WOODIWISS, 1964; VERNAUX & TUFFERY, 1967; SLADECEK, 1973; HAWKES, 1979; ARMITAGE et *al.*, 1983; DE PAUW & VANHOOREN, 1983; MOUTHON, 1981, 1995 sous presse; AFNOR, 1992; FAESSEL et *al.*, 1993).

Les Oligochètes n'ont pas fait exception à la règle et RICHARDSON (1929) constatait leur prédominance dans les milieux pollués par des matières organiques. Différents indices ont été conçus depuis, soit en considérant les Oligochètes au sein de la communauté benthique (GOODNIGHT & WHITLEY, 1961, KING & BALL, 1964; GROSS, 1976), soit en ne considérant que les seuls peuplements d'Oligochètes (BRINKHURST, 1967; GROSS, 1976; LAFONT, 1984, 1989; LAFONT & JUGET, 1988; LAFONT et *al.*, 1988; SLEPUKINA, 1984).

Cependant, l'examen de l'ensemble des taxocénoses dans tous les habitats d'un écosystème demeure la méthode la plus pertinente et la plus fiable (VERNEAUX, 1973, 1994, LAFONT et coll., 1992). C'est également la méthode la plus lourde à mettre en oeuvre et l'examen de taxocénoses particulières, comme les Oligochètes, présente un intérêt certain. En effet, à l'inverse de nombreux invertébrés, les Oligochètes se présentent comme des organismes sédentaires, souvent fouisseurs, peu mobiles et dont

tous les stades de développement sont aquatiques: ils intègrent donc à court et moyen terme les transformations multiples que subit leur habitat aquatique (LAFONT, 1989).

De plus, compte tenu du fait que les sédiments fins, dans les zones ralenties des cours d'eau, constituent des habitats où sont piégés la plupart des micropolluants, ils pouvaient s'avérer intéressant de privilégier ce type d'habitat.

En outre, j'ai bénéficié de l'appui de chercheurs travaillant sur les Mollusques et les insectes aquatiques (B. FAESSEL, M.-C. ROGER et J. MOUTHON; AERM, 1994 et travaux en cours) ce qui me permettait de replacer les Oligochètes dans le contexte de l'ensemble de la biocénose d'invertébrés. On rappellera toutefois que lorsqu'un peuplement particulier est dégradé par des rejets, on peut considérer que c'est un premier signe d'altération du milieu, même si les autres peuplements ne sont pas affectés (Mc INTYRE, 1986).

4. PLAN DE L'EXPOSE

Le chapitre II est consacré à la présentation du milieu d'étude et à la description du protocole d'échantillonnage et de traitement des échantillons.

L'analyse faunistique qui suit se subdivise en deux chapitres (chapitres III et IV). Le premier dresse un inventaire des espèces ou taxons d'Oligochètes identifiés dans le bassin-versant de l'111. Cette analyse faunistique est complétée par un aperçu des espèces d'Oligochètes de la région Alsace. L'aspect biocénotique est abordé dans le chapitre suivant, qui comprend l'examen de la structure des peuplements d'Oligochètes et un premier bilan de l'impact de la pollution.

Le chapitre V est consacré à l'analyse des résultats physico-chimiques (qualité physico-chimique des eaux et des sédiments des 33 sites). L'accent a été mis sur l'examen de la contamination des sédiments par les micropolluants métalliques et organiques.

L'incidence des micropolluants métalliques et organiques des sédiments sur les peuplements d'Oligochètes est présentée dans le chapitre VI.

Dans le chapitre VII, la dynamique des peuplements d'Oligochètes de deux sites, l'un fortement contaminé, l'autre faiblement contaminé par les micropolluants, sera étudiée au cours d'un cycle annuel, pour mieux cerner l'incidence du facteur temps.

Le chapitre VIII présente les bases d'un suivi de la qualité biologique des sédiments. Un aspect méthodologique est abordé et une simplification de la méthodologie est proposée.

Le dernier chapitre effectue un bilan des résultats acquis et ouvre des perspectives de recherches futures.