

RAPPORTS DES LABORATOIRES

SÉRIE : ENVIRONNEMENT ET GÉNIE URBAIN
EG-1



n° 10391

Interprétation des teneurs en éléments métalliques associés aux sédiments

Daniel ROBBE

Juillet 1984

MINISTÈRE DE L'URBANISME ET DU LOGEMENT - MINISTÈRE DES TRANSPORTS
LABORATOIRE CENTRAL DES PONTS ET CHAUSSÉES

Daniel ROBBE

Section de Pollution des eaux
 Division Eau et environnement
 Laboratoire central des Ponts et Chaussées
 58 bd Lefebvre - 75732 PARIS CEDEX 15

RESUME

Les teneurs en éléments métalliques mesurées sur les sédiments étant rarement comparables entre elles, de nombreux auteurs ont mis au point des méthodes permettant de s'affranchir de ces variations afin de pouvoir comparer les résultats obtenus.

A partir d'études réalisées dans des milieux très variés (estuaires, rivières, étangs), l'auteur compare les diverses méthodes préconisées (analyse sur une fraction fine, corrections granulométriques ou minéralogiques, normalisations, corrélations) afin de déterminer celles qui semblent le plus généralement utilisables ainsi que leurs conditions d'application. On s'attache également à définir les différents types d'études que l'on peut réaliser à partir du dosage des métaux liés aux sédiments ainsi que l'apport de nouvelles techniques telles que les minéralisations sélectives et les datations à la compréhension des phénomènes mis en jeu.

Mots clés : Métaux lourds, Micropolluants, Pollution, Sédiments, Matières en Suspension, Datation, Eau de Surface.

Action de recherche pluriannuelle (AR): 50
. Etudes d'environnement et d'impact

Fiche d'action élémentaire de recherche (FAER): 50.01 (ex 67-04)
. Qualité des eaux douces

Ce document est propriété de l'Administration et ne peut être reproduit, même partiellement, sans l'autorisation du Directeur du Laboratoire central des Ponts et Chaussées (ou de ses représentants autorisés).

© 1984 - LCPC

Publié par le LCPC, 58, bd Lefebvre - 75732 PARIS CEDEX 15 sous le numéro 502350
 Dépot légal : Juillet 1984

S O M M A I R E

I. Introduction	9
1.1. Rôle des éléments métalliques sur l'activité biologique	9
1.2. Où peut-on doser les métaux ?	10
1.2.1. dans l'eau	11
1.2.1. dans les matières en suspension	11
1.2.3. dans les sédiments de fond	11
1.2.4. dans les organismes aquatiques	11
1.3. Intérêt du dosage des éléments métalliques sur les différentes phases	11
1.3.1. sur l'eau	11
1.3.2. sur les organismes	12
1.3.3. sur les matières en suspension	15
1.3.4. sur les sédiments de fond	17
1.3.5. sur les sédiments profonds	17
1.4. But de l'étude	18
PREMIERE PARTIE - METHODOLOGIE	20
1. Méthodes classiques	20
1.1. Prélèvement des sédiments	20
1.1.1. Lieux et fréquence des prélèvements	20
1.1.2. Méthodes de prélèvement	22
1.1.2.1. Prélèvement des MES	22
1.1.2.2. Prélèvement de sédiments de fond	23
1.1.3. Conditionnement et transport des échantillons	24
1.1.3.1. Extraction des échantillons	24
1.1.3.2. Conditionnement et conservation des échantillons	24
1.2. Traitement et analyse des échantillons	25
1.2.1. Préparation des échantillons	25
1.2.1.1. Déshydratation	25
1.2.1.2. Tamisage des échantillons	25
1.2.2. Analyses à effectuer	26
1.2.2.1. Analyse des métaux	26
1.2.2.2. Autres analyses	28

II. Méthodes plus spécifiques	29
2.1. Datation des carottes	29
2.1.1. Méthodes de datation n'utilisant pas les radio-isotopes	29
2.1.1.1. Surveillance in situ	29
2.1.1.2. Recherche de modification dans les caractéristiques physiques du sédiment	30
2.1.1.3. Etudes stratigraphiques	31
2.1.1.4. Recherche de traces de pollen	31
2.1.2. Méthodes de datation utilisant les radio-isotopes	31
2.1.2.1. Radio-isotopes d'origine naturelle	31
2.1.2.2. Radio-isotopes d'origine artificielle	33
2.1.3. Intérêt et problèmes posés par les datations isotopiques	34
2.2. Les minéralisations sélectives	34
2.2.1. Problèmes posés par les minéralisations totales	34
2.2.2. Solutions envisageables	35
2.2.2.1. Minéralisations partielles	35
2.2.2.2. Minéralisations sélectives	35
III. Présentation des études	38
3.1. Prélèvements et analyses	38
3.1.1. Prélèvements	38
3.1.2. Analyses	38
3.2. Description des sites d'étude	38
3.2.1. L'estuaire de la Loire	39
3.2.2. Le Tuet	39
3.2.3. La Rade de Lorient	40
3.2.4. L'étang de Baslin	41
3.2.5. Autoroute A 61 - Gât Mort	42
3.2.6. Bassin de Bapaume	43
3.2.7. La retenue de Vichy	44
3.2.8. La Grenne	45
DEUXIEME PARTIE - ACQUISITION DES DONNEES	46
I. Dosage sur le sédiment total	46
1.1. Evolution longitudinale	46
1.2. Evolution verticale	47
1.3. Conclusions	50
II. Localisation des métaux dans les sédiments	50
2.1. Localisation granulométrique	50
2.1.1. Comparaison des dosages effectués sur le total et sur une fraction granulométrique	50
2.1.2. Relation entre l'enrichissement en métaux des fines et le pourcentage de fines	54
2.1.3. Répartition sur un échantillon des métaux selon la classe granulométrique considérée	56
2.1.4. Conclusion	59
2.2. Localisation géochimique	60
2.2.1. Application du schéma de minéralisation sélective à la Loire	61
2.2.2. Application du schéma de minéralisation sélective au Tuet	63

2.2.2.1. Localisation des apports anthropogènes	63
2.2.2.2. Modification de la localisation des métaux en fonction des apports	64
2.2.2.3. Influence des types de liaison métal-sédiment sur la toxicité potentielle des métaux associés aux sédiments	65
III. Dosage sur une fraction granulométrique déterminée	65
3.1. Cas des sédiments fins et homogènes	65
3.2. Cas des sédiments hétérogènes	66
3.2.1. Les grosses particules ne contiennent pas de métaux	66
3.2.2. Les grosses particules contiennent peu de métaux par rapport aux fines	66
3.2.3. Les grosses particules contiennent presque autant d'éléments métalliques que les fines	68
3.3. Conclusions	69
TROISIEME PARTIE - INTERPRETATION DES DONNEES	70
I. Correction des résultats obtenus sur échantillons totaux	70
1.1. Corrections granulométriques	70
1.1.1. Par extrapolation	70
1.1.2. Expression par rapport à la phase fine du sédiment	71
1.2. Corrections minéralogiques	71
1.2.1. Correction en fonction de la teneur en quartz	71
1.2.2. Correction en fonction de la teneur en silicates	73
1.2.3. Correction en fonction de la teneur en carbonates	75
1.3. Conclusions	76
II. Les normalisations	76
2.1. Remarques préliminaires	76
2.1.1. Définition	76
2.1.2. Caractéristiques de l'élément de référence	77
2.1.3. Conditions d'utilisation	77
2.1.4. Choix de la normalisation	78
2.2. Critique de la méthode	78
2.2.1. Choix de l'élément de référence	78
2.2.2. Signification des corrélations métal-lithologie, minéralogie, granulométrie	81
2.2.3. Conclusions	83
III. Comparaisons normalisations-corrélations	83
3.1. Cas du bassin de Bapaume	83
3.1.1. Etude des normalisations	83
3.1.2. Etude des corrélations	85
3.1.3. Comparaison normalisations-corrélations	85
3.2. Cas de la Loire	87
3.2.1. Normalisations	87
3.2.2. Comparaison avec les corrélations	89
3.3. Cas de la retenue de Vichy	89

3.4. Conclusions	92
IV. Interprétation des carottes	92
4.1. Le tassement	92
4.1.1. Application à une carotte de l'étang de Baslin	95
4.1.2. Conclusion	97
4.2. Migrations des éléments métalliques	97
4.2.1. Mode opératoire	98
4.2.2. Migration en fonction du temps	99
4.2.3. Migration en fonction de l'élément métallique	99
4.2.4. Migration en fonction de la compaction du sédiment	100
4.2.5. Conclusion	100
QUATRIEME PARTIE - APPLICATIONS A LA RECONNAISSANCE DES POLLUTIONS METALLIQUES	101
I. Etudes pouvant être réalisées à partir des sédiments	101
1.1. Etudes réalisées à partir des résultats bruts	101
1.1.1. Détermination du stock métallique contenu dans le sédiment	101
1.1.1.1. Cas de l'étang de Baslin	102
1.1.2. Détermination de l'origine des métaux	103
1.1.2.1. Cas de l'autoroute A 61	103
1.1.2.2. Cas du Tuet	104
1.1.2.3. Cas de la Loire	109
1.2. Etudes réalisées à partir de résultats rendus comparables	110
1.2.1. Détermination des teneurs naturelles	110
1.2.1.1. Par prélèvements de surface	110
1.2.1.2. Par prélèvements de carottes	112
1.2.1.3. Intérêt de la détermination des teneurs naturelles sur le bassin versant étudié	113
1.2.1.4. Conclusion	114
1.2.2. Détermination du facteur de contamination	114
1.2.2.1. Par comparaison avec les teneurs naturelles	114
1.2.2.2. Par utilisation des teneurs standardisées	115
1.2.3. Détermination d'un indice de pollution métallique	118
1.2.3.1. Conclusion	119
1.3. Exploitation de ces études	119
1.3.1. Définition de l'origine (naturelle ou due à l'activité humaine) des métaux	119
1.3.2. Evolution de la pollution au cours du temps : exemple du Tuet	120
1.3.2.1. Etude des résultats bruts	120
1.3.2.2. Etude des normalisations et des corrélations	121
1.3.2.3. Etude des minéralisations sélectives	122
1.3.2.4. Datation de la carotte du Tuet	123
1.3.3. Variations saisonnières	126
1.3.4. Détermination des points de rejets	128
1.3.5. Détermination de la zone d'impact des rejets	128
1.3.6. Détermination du risque de contamination de l'eau par un sédiment pollué	132
1.3.7. Comparaison des teneurs en métaux entre l'eau et les sédiments	133

II. Limites de l'étude des sédiments	135
2.1. Détermination des teneurs moyennes dans l'eau d'après l'analyse des sédiments	135
2.2. Détermination des niveaux de pollution	135
2.3. Toxicité directe des sédiments contenant des éléments métalliques	136
2.4. Potentialité de relargage des métaux par les sédiments	136
2.5. Capacité d'acceptation limite des pollutions métalliques par le sédiment	136
2.6. Détection des pollutions accidentelles	137
Conclusions générales	138
Bibliographie	141

I. INTRODUCTION

1.1. Rôle des éléments métalliques sur l'activité biologique

Les eaux de surface contiennent de nombreux éléments chimiques d'origine naturelle dont certains sont nécessaires pour la vie aquatique et l'être humain alors que d'autres sont toxiques (tableau I).

Tableau I - Eléments métalliques ayant une importance biologique (Wolfe et Rice, 1972)

Eléments majeurs* indispensables	Oligo-éléments** indispensables	Oligo-éléments** secondaires	Oligo-éléments** toxiques
Ca	Co Al	Cs	Sb Pb
Mg	Cu Mo	Cr	As Hg
K	Fe Si	Ni	Ba Se
Na	Mn V	Rb	Be Ag
	Zn	Sr	Bi Th
		Sn	Cd

* éléments responsables de la minéralisation de l'eau, donc de sa dureté (Donati, 1977).

** ou éléments traces : éléments ayant peu d'influence sur la dureté et la minéralisation de l'eau et s'y trouvant à des concentrations généralement faibles (< 1 mg/l) (Pinta, 1980).

Parmi les éléments bénéfiques, certains deviennent toxiques lorsque les doses indispensables au bon fonctionnement de l'organisme sont dépassées (tableau II).

Tableau II - Contenu du corps humain et doses journalières nécessaires en éléments traces pour un adulte (en mg) (Masironi, 1977).

	contenu du corps	doses journalières nécessaires
Si	18000	3
Fe	4200	10
F	2600	1
Zn	2300	3
Cu	75	2
V	25	0.003
I	20	0.2
Se	20	?
Sn	17	3
Mn	15	2.5
Ni	10	0.02
Mo	9	0.1
Cr	6	0.2
Co	1,5	0.00004
Ca	10	800
Mg	19000	350

C'est le cas par exemple du Cr qui permet avec l'insuline de maintenir une tolérance normale à l'égard du glucose et d'éviter ainsi des problèmes de diabète [MASIRONI, 1977]. Par contre, à forte dose, le Cr hexavalent peut inhiber la chaîne des réactions de la respiration et peut également agir comme agent mutagène [BREMONT et PERRODON, 1977].

Les éléments toxiques ne présentant aucune fonction nécessaire au métabolisme, peuvent toutefois être tolérés à de très faibles doses, c'est le cas par exemple de Hg pour lequel on admet qu'une ingestion journalière de 0,03 mg/jour peut être acceptable [UNDERWOOD, 1979]. Cette dose correspond à la première apparition de symptômes cliniques de la toxicité pour une concentration de 0,02 ug/g de sang [le mercure et l'environnement, Anonyme, 1974]. Lorsque ces doses sont dépassées, le système nerveux peut être atteint ce qui peut conduire comme dans le cas d'un rejet industriel dans la rivière Minamata (Japon) à de nombreux empoisonnements dus à la consommation de poissons contaminés (126 empoisonnements ayant entraîné 46 décès depuis 1953) [VERNET et THOMAS, 1972].

Des exemples peuvent également être pris au niveau de la faune et de la flore aquatique. Ainsi, MANAHAN et SMITH [1973], ont montré que le Cu était indispensable pour permettre la croissance de l'algue *Chlorella vulgaris* alors que le sulfate de Cu à forte dose est utilisé en tant qu'algicide.

Des résultats d'études tels que ceux présentés précédemment ont permis de fixer des normes en fonction de l'utilisation de l'eau (production d'eau potable, eaux destinées à la baignade, eaux destinées à la vie piscicole...).

Or, les développements technologiques qui se produisent depuis quelques décades ont pour conséquence d'augmenter considérablement les teneurs en éléments métalliques ce qui se traduit par une pollution des eaux de surface, exutoire final de tout rejet. La pollution étant par définition l'altération des conditions naturelles. Il est donc absolument indispensable de pouvoir suivre l'évolution au cours du temps des teneurs en éléments métalliques du milieu, ceci afin de déterminer d'une part, s'il existe une pollution et dans l'affirmative si l'eau considérée répond toujours aux normes que l'on s'est fixées et dans le cas contraire de prévoir les remèdes envisageables. En effet, la détection des pollutions métalliques ne peut se faire que par comparaison avec des états de référence puisque ces éléments existent naturellement. Ceci complique singulièrement le problème par rapport à la détection d'autres types de pollution comme les PCB qui n'existent pas naturellement.

1.2. Où peut-on doser les métaux ?

Les métaux, qu'ils soient d'origine naturelle (érosion du bassin versant) ou dus à l'activité humaine (retombées atmosphériques, rejets volontaires ou non) aboutissent dans les eaux de surface. Or, l'écosystème aquatique est composé de nombreuses phases : l'eau bien sûr, mais également les particules véhiculées en suspension et par charriage par le cours d'eau, les dépôts de fond provenant de la décantation des matières en suspension (MES) ainsi que tous les organismes vivant dans le milieu, qu'il s'agisse de la faune ou de la flore fixées ou mobiles.

Les polluants métalliques qui peuvent être rejetés dans un cours d'eau soit sous forme particulaire, soit sous forme dissoute, vont donc se retrouver en contact avec les diverses phases qui composent l'écosystème ce qui provoquera des échanges permanents comme le montre la figure 1.

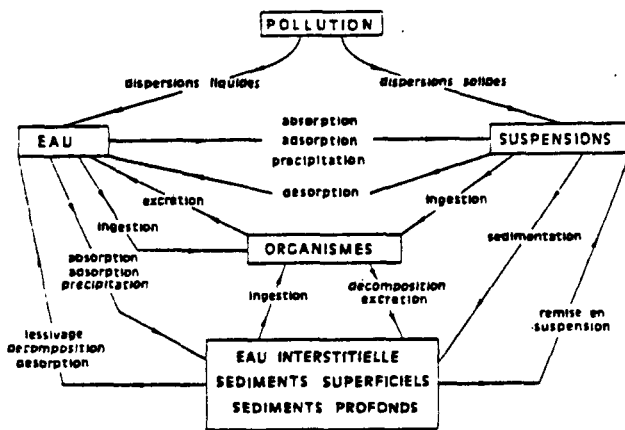


Fig. 1 - Schéma montrant le comportement des métaux rejetés en cours d'eau, d'après Marchandise et Robbe, 1978.

CONCLUSIONS GENERALES

Au cours de cette étude, nous avons essayé de montrer l'intérêt que présente le suivi des éléments métalliques associés aux sédiments. Malheureusement, il ne suffit pas de prélever des sédiments et de doser les métaux sur les échantillons recueillis pour pouvoir répondre aux problèmes que l'on désire résoudre.

En effet, les sédiments peuvent piéger plus ou moins les métaux dissous contenus dans l'eau et ceci en fonction de divers paramètres : qualité physico-chimique du milieu aqueux, nature, forme et concentration, nature minéralogique, caractéristiques granulométriques et physico-chimiques du matériau solide...

Il en résulte que pour comparer des échantillons prélevés en différents endroits d'un même site soumis au même flux polluant et situés dans un milieu aqueux aux caractéristiques physico-chimiques à peu près équivalentes, il est indispensable d'utiliser une méthode de dépouillement qui permette de s'affranchir des variations de piégeage dues à la nature du matériau.

C'est la raison pour laquelle de nombreux auteurs dosent les métaux uniquement sur la fraction fine des sédiments, en s'appuyant sur le fait que ces éléments se concentrent dans cette phase. Or, nous avons montré que si cette concentration s'observe souvent, elle n'est pas systématique. Cette méthode ne pourrait être utilisée avec succès que lorsque la phase grossière ne contient pratiquement pas de métaux et se comporte donc en tant que "diluant" ; cette procédure serait alors d'autant plus intéressante que le matériau contient moins de fines. De plus, nous avons montré que l'on pouvait observer à pollution incidente égale des variations du contenu métallique bien que les dosages soient réalisés sur une classe granulométrique bien définie : ceci est dû au fait que les éléments métalliques s'associent préférentiellement aux fines particules et à la matière organique, celle-ci peut suivant les endroits se trouver en proportions variables sous forme dissoute, de très petites particules bien décomposées et de gros débris végétaux, ces derniers piégeant moins les métaux que la matière organique finement divisée ou dissoute.

Il en résulte qu'en fonction de la répartition granulométrique des fines et de la matière organique, on pourra observer de fortes variations des teneurs pour une même fraction granulométrique analysée. Dans ce cas, il est donc indispensable de connaître d'autres paramètres afin d'exploiter correctement les résultats.

Pour s'affranchir des variations des teneurs dues à la composition du sédiment, certains auteurs préconisent de réaliser les dosages sur le total et de faire subir aux résultats une correction granulométrique ou minéralogique. Si les corrections granulométriques semblent d'utilisation délicate (elles ne pourront être envisagées que lorsque les teneurs en éléments métalliques associées à la phase grossière sont à peu près négligeables par rapport aux teneurs observées dans la phase fine), les corrections minéralogiques basées sur la teneur en diluant vrai (quartz) semblent d'utilisation plus générale : en effet, en procédant ainsi, on peut tenir compte de certaines grosses particules comme les débris végétaux, qui peuvent parfois contenir de fortes teneurs en métaux.

La méthode de dépouillement des données la plus couramment utilisée reste cependant la normalisation. Cette méthode, qui consiste à exprimer les teneurs en éléments métalliques par rapport à une composante du sédiment prise comme référence n'est malheureusement pas toujours utilisée dans de bonnes conditions.

Il faut tout d'abord noter que s'il existe très souvent sur un site donné de bonnes

corrélations entre certains paramètres texturaux du sédiment et les teneurs métalliques, il ne s'agit pas d'un phénomène systématique. Il est évident que s'il n'existe pas de corrélation entre la référence et l'élément analysé, il est absolument impossible de normaliser.

Il est généralement admis que l'élément choisi comme référence doit être représentatif de la phase fine du sédiment. Or, nous avons montré que les métaux ne sont pas toujours liés uniquement à cette phase. Les meilleures corrélations entre les métaux et divers paramètres étant généralement obtenues avec la matière organique, il semblerait donc logique de choisir comme référence ce paramètre bien représentatif du pouvoir global de piégeage plutôt qu'un paramètre représentatif de la granulométrie ou de la minéralogie du sédiment. Malheureusement, la matière organique ne répond pas au critère d'inertie de l'élément de référence vis-à-vis des conditions physico-chimiques et de ce fait, certains auteurs déconseillent ce type de comparaison.

Toutefois, nous avons montré que l'évolution de la matière organique ne masque pas les phénomènes. Il nous paraît donc raisonnable dans ces conditions de préconiser l'utilisation de ce paramètre comme référence.

Par ailleurs, il arrive fréquemment que l'on observe de bonnes relations avec d'autres paramètres, notamment Al. Cette relation pourra donc valablement être utilisée à condition d'une part, d'exprimer la teneur en Al par rapport à la matière minérale seule, surtout s'il existe des débris végétaux dans les matériaux étudiés, et d'autre part, de s'être assuré que la composition des sédiments que l'on souhaite comparer est homogène.

Nous avons également montré que même lorsqu'il existe de bonnes relations métaux-élément de référence, l'analyse des valeurs normalisées pouvait conduire à des incohérences, ceci étant dû au fait que les droites de régression correspondant à ces corrélations passent rarement par l'origine. Pour de telles corrélations, il est indispensable de soustraire le terme constant b de la droite de régression de la valeur mesurée, avant de normaliser. Pour éviter cela, une analyse graphique des corrélations obtenues avec plusieurs éléments de référence différents nous semble préférable afin de ne pas passer à côté d'un événement. En effet, toutes les corrélations ne mettent pas en évidence tous les phénomènes. Ceci est particulièrement vrai avec les paramètres évolutifs tels que la matière organique, dont la dégradation au cours du temps diminue l'amplitude des variations qui peuvent être constatées sur un site donné.

L'analyse graphique des différentes corrélations permet de comparer les résultats, et donc de mettre en évidence des points particuliers. Par contre, cette méthode est insuffisante pour quantifier une évolution. Or, un des gros avantages du suivi des pollutions métalliques au niveau des sédiments est la possibilité de déterminer les teneurs naturelles provenant de l'érosion et du lessivage du bassin versant étudié, et donc à partir de ces valeurs, de déterminer le facteur d'enrichissement ou de contamination ($F = \text{teneur dans les dépôts actuels} / \text{teneur naturelle}$). La détermination de ce facteur d'enrichissement ne pourra être valablement réalisée qu'à partir des valeurs normalisées, en tenant compte de l'ordonnée à l'origine de la droite de régression correspondant à la corrélation, normalisation elle-même réalisée à partir de paramètres non évolutifs, tout au moins lorsque l'on analyse des profils verticaux de carottes.

Tout ce qui vient d'être dit concerne le dépouillement des teneurs totales en éléments métalliques, mais d'autres analyses plus rarement effectuées car plus délicates ou nécessitant un matériel plus élaboré permettent d'affiner les recherches concernant les associations métaux-sédiments.

Il faut notamment rappeler que l'existence d'une corrélation entre un élément métallique et un paramètre pris comme référence ne signifie pas qu'il existe obligatoirement une liaison physique entre les données corrélées. Pour mettre en évidence de telles liaisons, il est indispensable soit de corrélérer les divers paramètres entre eux, soit de réaliser des minéralisations sélectives. Ces minéralisations sélectives seront également intéressantes pour mettre en évidence des évolutions, particulièrement lorsque les teneurs totales sont faibles, et surtout pour essayer d'évaluer la quantité d'éléments métalliques qui seraient susceptibles de repasser en solution à la faveur de telle ou telle variation physico-chimique du milieu (ce qui est absolument irréalisable à partir des teneurs totales). Enfin, les techniques de datation radio-isotopiques (notamment ^{210}Pb et ^{137}Cs) appliquées à des carottes non remaniées, permettront dans certains cas, de définir l'origine des pollutions. Les données obtenues par ces techniques devront faire l'objet d'une analyse en tenant compte du tassement, phénomène qui ne perturbe pas le dépouillement des données relatives aux teneurs en éléments métalliques (si l'on utilise les corrélations graphiques) mais qui peut conduire à de graves incohérences pour les datations.

A partir de données bien exploitées relatives aux métaux associés aux sédiments, il sera donc possible, sur un site donné, d'obtenir de très nombreux renseignements permettant de comprendre les phénomènes et d'évaluer l'impact de ce type de pollution comme nous le montrons à travers quelques exemples dans la quatrième partie.

Toutefois, ces méthodes, bien qu'ayant fait l'objet de progrès considérables lors des quinze dernières années, ne permettent pas à l'heure actuelle de solutionner tous les problèmes. En particulier, le fait que le piégeage des éléments métalliques soit non seulement régi par les caractéristiques du sédiment mais aussi par la qualité physico-chimique du milieu aqueux, ne permet pas de comparer les résultats sur différents sites. De nombreuses études in situ mais aussi en laboratoire seront encore nécessaires afin de définir clairement quels sont les paramètres importants régissant ce piégeage. Il sera alors peut être possible de trouver une méthode permettant de comparer les teneurs en éléments métalliques des sédiments provenant de différents sites.

Pour les mêmes raisons, il est actuellement impossible de déterminer à partir des teneurs observées dans les sédiments, le taux moyen de contamination de l'eau surnageante, ce qui serait très intéressant en raison des difficultés à analyser les métaux dissous (faibles teneurs et surtout variabilité dans le temps des flux polluants).

D'autres études doivent être envisagées pour définir la toxicité directe des métaux associés aux sédiments (métaux pouvant être solubilisés par les plantes et/ou solubilisés après ingestion par la faune). Ceci permettrait probablement de définir des seuils au-delà desquels les sédiments contaminés provoqueraient des nuisances. De même, il serait nécessaire de définir, en fonction de la nature du sédiment et de la qualité physico-chimique du milieu aqueux, le risque de pollution par relargage. Dans ce domaine, les minéralisations sélectives sont très prometteuses et doivent donc être développées.

Enfin, certains types de pollutions tels que les pollutions accidentelles ne sont que rarement décelables dans les sédiments.

De ce fait, et bien que le suivi des pollutions métalliques associées aux sédiments soit d'un apport considérable pour la compréhension des phénomènes, il est actuellement impossible de réaliser une étude sérieuse d'un écosystème sans tenir compte de tous les éléments le composant, ce qui implique une collaboration des spécialistes de tous les composants du milieu.